

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

RENAN NIJENHUIS CELESTINO

PROPOSIÇÃO DE MELHORIAS NA OPERAÇÃO DE SISTEMAS DE  
TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS DE LODOS ATIVADOS MEDIANTE  
AERAÇÃO PROLONGADA NA ETE MANGUINHOS

CURITIBA

2021

RENAN NIJENHUIS CELESTINO

PROPOSIÇÃO DE MELHORIAS NA OPERAÇÃO DE SISTEMAS DE  
TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS DE LODOS ATIVADOS  
MEDIANTE AERAÇÃO PROLONGADA NA ETE MANGUINHOS

Dissertação apresentada como requisito parcial à  
obtenção do grau de Mestre em Meio Ambiente  
Urbano e Industrial, no curso de Pós-Graduação  
em Meio Ambiente Urbano e Industrial, Setor de  
Tecnologia, da Universidade Federal do Paraná.

Orientadora: Dra. Mônica Beatriz Kolicheski

CURITIBA

2021

Catálogo na Fonte: Sistema de Bibliotecas, UFPR  
Biblioteca de Ciência e Tecnologia

C392p

Celestino, Renan Nijenhuis

Proposição de melhorias na operação de sistemas de tratamento de esgotos sanitários de lodos ativados mediante aeração prolongada na ETE Manguinhos [recurso eletrônico] / Renan Nijenhuis Celestino. – Curitiba, 2021.

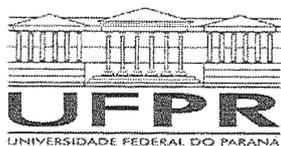
Dissertação - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente Urbano e Industrial, 2021.

Orientador: Mônica Beatriz Kolicheski

1. Esgoto – Purificação. 2. Águas residuais - Purificação - Processo de lodo ativado. 3. Modelos hidráulicos. 4. Lodo. I. Universidade Federal do Paraná. II. Kolicheski, Mônica Beatriz. III. Título.

CDD: 628.4

Bibliotecário: Elias Barbosa da Silva CRB-9/1894



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SETOR DE TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO MEIO AMBIENTE  
URBANO E INDUSTRIAL - 40001016057P5

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em MEIO AMBIENTE URBANO E INDUSTRIAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **RENAN NIJENHUIS CELESTINO** intitulada: **Proposição de melhorias na operação de sistemas de tratamento de esgotos sanitários de lodos ativados mediante aeração prolongada na ETE Manguinhos**, sob orientação da Profa. Dra. MÔNICA BEATRIZ KOLICHESKI, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua **APROVAÇÃO** no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 25 de Fevereiro de 2021.

Assinatura Eletrônica

25/02/2021 16:39:41.0

MÔNICA BEATRIZ KOLICHESKI

Presidente da Banca Examinadora (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

25/02/2021 16:42:51.0

CARLOS EDUARDO LUNELLI

Avaliador Externo (PONTIFICA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

25/02/2021 16:43:29.0

ALVARO LUIZ MATHIAS

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

---

Centro Politécnico - CURITIBA - Paraná - Brasil

CEP 81531-980 - Tel: (41) 3361-3614 - E-mail: [ppgmaui@ufpr.br](mailto:ppgmaui@ufpr.br)

Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.

Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 77433

Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://www.prppg.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp> e insira o código 77433

## AGRADECIMENTOS

Se tive a oportunidade de escrever este trabalho, é porque não cheguei aqui sozinho. O caminho até aqui foi longo e percebi que as conquistas não são feitas individualmente, por isso, agradeço imensamente aos meus pais, pela educação, suporte e apoio ao longo de toda minha vida, estando sempre presentes desde os momentos felizes até os mais difíceis, e também, por me ensinar que na vida é necessário sonhar, mas também deve-se saber como lutar para alcançá-lo. Agradeço a minhas irmãs e toda minha família, que mesmo com a distância estiveram presentes de alguma forma.

Especialmente, à minha noiva que esteve nos momentos mais adversos e lá estava ela, incentivando-me a busca pela conquista, agradeço pelo apoio imensurável nessa jornada e na vida, pela compreensão e amor.

À minha orientadora, Professora Dra. Mônica Beatriz Kolicheski, pelo auxílio, dedicação, paciência, compreensão e colaboração neste trabalho.

Aos membros da banca Dr. Carlos Eduardo Lunelli, Dr. Alvaro Luiz Mathias, Dra. Elaine Vosniak e Dra. Regina Maria Matos Jorge, agradecer pelo tempo, dedicação e por suas significativas contribuições.

À Serenco por me proporcionar acesso inestimável a conhecimentos na área de saneamento básico e na vida, cada dia um aprendizado diferente. Sem o apoio de todos da Empresa, esta dissertação não aconteceria.

À Serra Ambiental e AEGEA pela visita técnica e que também contribuíram para a realização deste trabalho.

Aos professores do PPGMAUI (UFPR, SENAI e Universidade de Stuttgart), pelos conhecimentos compartilhados.

## RESUMO

O setor de tratamento de esgotos no Brasil tem cobertura de apenas 46%, caracterizando um cenário precário e desafiador. Dentre os métodos de tratamento de esgotos sanitários, destacam-se os sistemas de lodos ativados por possuírem inúmeras vantagens frente ao cenário brasileiro. O sistema de lodos ativados por aeração prolongada consiste em um tanque anóxico e de aeração, um decantador secundário e duas elevatórias, uma para recirculação interna e outra para recirculação de lodo secundário. Este trabalho teve o propósito de identificar uma ETE que opere no Brasil por sistema de lodos ativados por aeração prolongada e possuísse dados operacionais consistentes, para que fosse possível caracterizar parâmetros indicativos de qualidade de esgoto bruto e tratado, modelar, calibrar, validar e simular hidraulicamente o sistema de lodos ativados por aeração prolongada existente utilizando o modelo ASM1 e propor melhorias nos processos hidráulicos. O estudo consistiu em identificar e caracterizar a ETE escolhida, coletar os dados de esgoto na entrada e saída do reator da ETE mensalmente entre os períodos de janeiro a setembro de 2019 e com base nos dados coletados e de geometria do sistema, modelá-la, utilizando o ASM1, calibrá-lo, validá-lo e simulado no *software* Stoaat WRc e por fim, foram propostas melhorias em processos hidráulicos. Com base nessas informações, a ETE escolhida foi a Manguinhos, localizada no município de Serra/ES, pois foi a estação de tratamento que se adequou com as necessidades do estudo. A vazão média constatada foi de  $66,99 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ , opera dentro da faixa projetada ( $111 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ ), além disso, os resultados das análises coletadas indicaram a eficiência média de remoção de  $\text{DBO}_5$  e DQO no período de janeiro a setembro de 2019, 81,59 e 77,95%, respectivamente. A nitrificação e a desnitrificação não ocorreram adequadamente. Com o modelo calibrado e validado, foi possível representar a ETE no *software*, em que o processo de calibração do modelo resultou em 8 (dos 25) coeficientes cinéticos fora do intervalo obtido pela literatura. A validação do modelo foi atingida satisfatoriamente resultando em uma diferença média de 2,22% dos dados modelados com os dados observados. Verificou-se que os decantadores operavam sobrecarregados, havendo perda significativa de sólidos devido a erro de projeto, pois o dimensionamento do sistema biológico foi feito utilizando-se uma cinética em que considerava toda a biomassa volátil como biodegradável, resultando em uma capacidade de carga biológica menor ( $1689 \text{ kg DBO}_5\cdot\text{dia}^{-1}$ ) do que prevista em projeto ( $2829 \text{ kg DBO}_5\cdot\text{dia}^{-1}$ ) e atualmente a carga média de  $\text{DBO}_5$  é de  $1812 \text{ kg DBO}_5\cdot\text{dia}^{-1}$ , operando acima da capacidade prevista. Por meio da simulação, constatou-se a necessidade da ampliação do reator de lodos ativados em  $900\text{m}^3$ , dois novos decantadores secundários, melhorias no sistema de recirculação e aeração. Foram propostas, portanto, a ampliação do reator de  $5.248 \text{ m}^3$  para  $6148 \text{ m}^3$ , sendo estes ampliados onde são atualmente os decantadores secundários; dois novos decantadores secundários circulares de  $1881 \text{ m}^3$  cada e total de  $3761 \text{ m}^3$ ; ampliação da capacidade de bombeamento da elevatória de lodo secundário de  $94 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  para  $141 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ , 5 novos aeradores, totalizando 24 aeradores, sendo que são 9 existentes em um reator e 10 aeradores em outro, assim 12 em cada tanque. Após a proposição de melhorias, a eficiência global do sistema de lodos ativados da ETE Manguinhos esperada para remoção de matéria biológica e nitrogenada foi de 91,14% e 73,42%, respectivamente.

**Palavras-chave:** ETE. Modelagem hidráulica. Stoaat WRc. ASM1.

## ABSTRACT

In Brazil only 46% of sewage are in fact treated, characterizing a precarious and challenging scenario related to sewage treatment sector. Among the sewage treatment methods, stand out the activated sludge systems for several advantages in relation to the Brazilian scenario. The activated sludge system comprises of an aeration tank, a secondary settler and two sewage pumps, one for internal recirculation and secondary sludge recirculation. This thesis aimed to identify a WWTP that operates in Brazil by a system of sludge activated by prolonged aeration and has consistent operational data, to characterize parameters indicative of the quality of raw and treated sewage, to hydraulically simulate the existing sludge system activated by prolonged aeration using ASM1 model to propose improvements in the hydraulic processes and evaluate it through hydraulic simulation of the proposed system. The study consisted of identifying the WWTP chosen in this study, collecting the sewage data at the entrance and exit of the WWTP reactor monthly between the periods from January to September 2019 and based on the collected data and geometry of the reactor, modeling it using ASM1 which was calibrated, validated and simulated in the *Stoat WRc software* and, finally, improvements in hydraulic processes were proposed. The Manguinhos WWTP, located in the municipality of Serra/ES was the treatment plant that was adapted to the needs of the study. It was found that the average flow of 66,99 L/s operates within the projected range (111 L/s), in addition, the results of the collected analyzes indicated the average efficiency of removal of BOD<sub>5</sub> and COD in the period from January to September 2019, 81,59 and 77,95%, respectively. Nitrification and denitrification do not occur properly. With the model calibrated and validated, it was possible to represent WWTP in the *software*, in which the model calibration process resulted in 8 (out of 25) kinetic coefficients outside the range recommended by the literature. The validation of the model was achieved satisfactorily, resulting in an average difference of 2.22% of the modeled data with the observed data. It was found that the secondary settlers operated overloaded with significant loss of solids due to design error, as the sizing of the biological system was done using a kinetics in which the entire volatile biomass was considered biodegradable, resulting in a lower biological load capacity (1.689 kg BOD<sub>5</sub>/day) than planned in the project (2.829 kg BOD<sub>5</sub>/day) and currently the average load of BOD<sub>5</sub> is 1.812 kg BOD<sub>5</sub>/day, operating above the expected capacity. Through the simulation, there was a need to expand the activated sludge reactor by 900m<sup>3</sup>, two new secondary settlers, improvements in the recirculation and aeration system. Therefore, it was proposed to expand the reactor from 5.248 m<sup>3</sup> to 6.148 m<sup>3</sup>; two new circular secondary settlers of 1.881 m<sup>3</sup> each and a total of 3.761 m<sup>3</sup>; expansion of the secondary sludge pumping capacity from 94 L/s to 141 L/s, 5 new aerators totaling 24 aerators, 12 in each tank. After proposing improvements, the overall efficiency of the activated sludge system at the Manguinhos WWTP expected for removal of biological and nitrogenous matter was 91,14% and 73,42%, respectively.

**Keywords:** WWTP. Hydraulic modeling. *Stoat WRc*. ASM1.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – CONFIGURAÇÃO BÁSICA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS .....	23
FIGURA 2 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS CONVENCIONAL.....	27
FIGURA 3 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS POR AERAÇÃO PROLONGADA.....	28
FIGURA 4 – REPRESENTAÇÃO DE UM REATOR DE MISTURA COMPLETA IDEAL.....	42
FIGURA 5 – PROPÓSITOS DA MODELAGEM MATEMÁTICA.....	47
FIGURA 6 – DIAGRAMA DOS PROCESSOS ENVOLVIDOS NO MODELO ASM1 DE LODOS ATIVADOS.....	52
FIGURA 7 – SUBDIVISÕES DE DQO NO MODELO ASM1 .....	53
FIGURA 8 – SUBDIVISÕES DE NITROGÊNIO NO MODELO ASM1.....	54
FIGURA 9 – PRIMEIROS PASSOS PARA INSERÇÃO DE DADOS NO SOFTWARE STOAT WRC.....	65
FIGURA 10 – PASSO A PASSO PARA CRIAÇÃO DO AFLUENTE NO SOFTWARE STOAT WRC.....	66
FIGURA 11 – DELIMITAÇÃO DO SISTEMA MANGUINHOS .....	72
FIGURA 12 – DIAGRAMA DO SISTEMA MANGUINHOS .....	73
FIGURA 13 – LAYOUT E DELIMITAÇÃO DA ÁREA DA ETE MANGUINHOS.....	74
FIGURA 14 – FLUXOGRAMA ETE MANGUINHOS .....	76
FIGURA 15 – À ESQUERDA VISTA GERAL DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS E À DIREITA SEUS DOIS REATORES EXISTENTES EM OPERAÇÃO .....	77
FIGURA 16 – À ESQUERDA, DECANTADOR SECUNDÁRIO LAMELAR E À DIREITA A ESTAÇÃO ELEVATÓRIA DE RECIRCULAÇÃO DO LODO SECUNDÁRIO .....	79
FIGURA 17 – VAZÕES MÉDIAS MENSAIS DO AFLUENTE DA ETE.....	82
FIGURA 18 – TEMPERATURA DE ESGOTOS SANITÁRIOS NA ENTRADA E SAÍDA DO REATOR DE LODOS ATIVADOS PROVENIENTE DA ETE MANGUINHOS .....	83
FIGURA 19 – CORRELAÇÃO DE PEARSON PARA AS TEMPERATURAS AMBIENTE, DE ENTRADA E SAÍDA DO REATOR .....	84

FIGURA 20 – pH DE ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS...	86
FIGURA 21 – CONCENTRAÇÕES DE OD NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS.....	86
FIGURA 22 – VALORES MÉDIOS MENSAIS DE TURBIDEZ NA ENTRADA DA ETE, ENTRADA DO REATOR E SAÍDA DO DECANTADOR SECUNDÁRIO E AS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ NO TRATAMENTO PRELIMINAR, DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS E DA ETE.....	91
FIGURA 23 – CONCENTRAÇÕES DE DBO <sub>5</sub> E DQO NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS E A EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SUBSTRATO DO SISTEMA .....	92
FIGURA 24 – VARIAÇÃO MENSAL DA RELAÇÃO DBO <sub>5</sub> /DQO NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS DA ETE MANGUINHOS NO PERÍODO DE ESTUDO .....	95
FIGURA 25 – CONCENTRAÇÃO MÉDIA MENSAL DE NITROGÊNIO TOTAL, AMÔNIA E pH DE ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA .....	96
FIGURA 26 – NITRITO (NO <sub>2</sub> ) E NITRATO (NO <sub>3</sub> ) NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS .....	97
FIGURA 27 – COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS OBTIDOS NA PRIMEIRA CORRIDA E OS DADOS REAIS DA ETE.....	100
FIGURA 28 – CARGAS DE DBO <sub>5</sub> OBTIDAS NA ETE MANGUINHOS.....	108
FIGURA 29 – FLUXO DE SÓLIDOS NOS NOVOS DECANTADORES SECUNDÁRIOS PROPOSTOS DA ETE MANGUINHOS.....	115
FIGURA 30 – FLUXO LIMITE TOTAL DE SÓLIDOS NOS DECANTADORES SECUNDÁRIOS PROPOSTO DA ETE MANGUINHOS .....	115
FIGURA 31 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE OD CONFORME VARIAÇÃO DE K <sub>LA</sub> MÁXIMO NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO DINÂMICA DE 720 HORAS).....	140
FIGURA 32 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO TAXA DE AMONIFICAÇÃO (K <sub>A</sub> ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS	

	(VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO DINÂMICA DE 720 HORAS).....	140
FIGURA 33 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS	CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO TAXA DE AMONIFICAÇÃO ( $K_A$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÁXIMOS CONFORME SIMULAÇÃO DINÂMICA DE 720 HORAS).....	141
FIGURA 34 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS	CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO MÁXIMA TAXA DE CRESCIMENTO ESPECÍFICO DA BIOMASSA AUTOTRÓFICA ( $\mu_A$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	142
FIGURA 35 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS	CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO MÁXIMA TAXA DE CRESCIMENTO ESPECÍFICO DA BIOMASSA AUTOTRÓFICA ( $\mu_A$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÁXIMOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	143
FIGURA 36 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS	CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA TAXA DE DECAIMENTO DA BIOMASSA HETEROTRÓFICA ( $B_H$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	143
FIGURA 37 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS	CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA TAXA DE DECAIMENTO DA BIOMASSA HETEROTRÓFICA ( $B_H$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÁXIMOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	144

FIGURA 38 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA TAXA DE DECAIMENTO DA BIOMASSA AUTOTRÓFICA (BA) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	144
FIGURA 39 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA TAXA DE DECAIMENTO DA BIOMASSA AUTOTRÓFICA (BA) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÁXIMO CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	145
FIGURA 40 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DO RENDIMENTO AUTOTRÓFICO ( $Y_A$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	145
FIGURA 41 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DO RENDIMENTO AUTOTRÓFICO ( $Y_A$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÁXIMOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	146
FIGURA 42 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA MÁXIMA TAXA ESPECÍFICA DE HIDRÓLISE ( $K_H$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	146
FIGURA 43 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA FATOR DE CORREÇÃO PARA CRESCIMENTO HETEROTRÓFICO SOB	

	CONDIÇÕES ANÓXICAS ( $N_G$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	147
FIGURA 44 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS	CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DO FATOR DE CORREÇÃO PARA HIDRÓLISE SOB CONDIÇÕES ANÓXICAS ( $N_H$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	147
FIGURA 45 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS	CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO MASSA NITROGÊNIO/MASSA EM DQO NA BIOMASSA ( $I_{XB}$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	148
FIGURA 46 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS	CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO MASSA NITROGÊNIO/MASSA EM DQO DE PRODUTO NA BIOMASSA ( $I_{XP}$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS) .....	148
FIGURA 47 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS	CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA FRAÇÃO DA BIOMASSA QUE RESULTA EM PRODUTOS PARTICULADOS (FP) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	149
FIGURA 48 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS	CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA MÁXIMA TAXA DE CRESCIMENTO ESPECÍFICO DA BIOMASSA HETEROTRÓFICA ( $M_H$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS	

	(VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	149
FIGURA 49 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS	CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DO COEFICIENTE DE SATURAÇÃO DE OXIGÊNIO PARA ORGANISMOS HETEROTRÓFICOS ( $K_{O,H}$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	150
FIGURA 50 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS	CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DO COEFICIENTE DE SATURAÇÃO DE OXIGÊNIO PARA ORGANISMOS AUTOTRÓFICOS ( $K_{O,A}$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	150
FIGURA 51 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS	CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO NO DECANTADOR SECUNDÁRIO (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	151
FIGURA 52 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS	CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA MÁXIMA VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO NO DECANTADOR SECUNDÁRIO (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS).....	151

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – RELAÇÕES DESCRITAS NA LITERATURA E RELAÇÕES ADOTADAS PARA DETERMINAÇÃO DAS FRAÇÕES DE DQO E NITROGÊNIO PARA O MODELO.....	67
TABELA 2 – FAIXAS DE SEDIMENTABILIDADE DE DECANTADORES SECUNDÁRIOS E SUAS RESPECTIVAS VELOCIDADES DE SEDIMENTAÇÃO E FLUXO LIMITE.....	67
TABELA 3 – PARÂMETROS DE PROJETO DA ETE MANGUINHOS .....	75
TABELA 4 – EFICIÊNCIAS PREVISTAS NA CONCEPÇÃO DO PROJETO .....	75
TABELA 5 – VARIAÇÕES DAS VAZÕES EM CADA MÊS DA ETE MANGUINHOS	82
TABELA 6 – TEMPERATURAS MÉDIAS NA ENTRADA E SAÍDA DO REATOR E TEMPERATURA AMBIENTE .....	83
TABELA 7 – pH MÉDIO DE ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS .....	85
TABELA 8 – DIFERENTES EFEITOS NO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS PARA DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE OD.....	87
TABELA 9 – APRESENTAÇÃO DOS VALORES DE OD DE ESGOTO BRUTO E DE SAÍDA DO SISTEMA DA ETE MANGUINHOS EM MEIO A TEMPERATURA MÁXIMA DIÁRIA E MÉDIA MENSAL E DIÁRIA.....	89
TABELA 10 – VALORES DE TURBIDEZ DO AFLUENTE, DA ENTRADA DO REATOR E DA SAÍDA DO DECANTADOR SECUNDÁRIO, E A EFICIÊNCIA $\eta(\%)$ , DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ EM TRÊS ETAPAS DO PROCESSO .....	89
TABELA 11 – CONCENTRAÇÕES DE DBO <sub>5</sub> E DQO NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS, A RELAÇÃO DQO/DBO <sub>5</sub> E A EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DO SISTEMA NO PERÍODO DE JANEIRO A SETEMBRO DE 2019 .....	92
TABELA 12 – CONCENTRAÇÃO DE DBO <sub>5</sub> NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS AO LONGO DOS MESES DE COLETA .....	93
TABELA 13 – CONCENTRAÇÃO DE DQO NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS AO LONGO DOS MESES DE COLETA .....	93
TABELA 14 – CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO E AMÔNIA NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS .....	96

TABELA 15 – CARACTERÍSTICAS E DIMENSIONAL DOS TANQUES DE AERAÇÃO E DOS DECANTADORES SECUNDÁRIOS PERTENCENTES À ETE MANGUINHOS E INSERIDOS NO SOFTWARE STOAT PARA A MODELAGEM DO SISTEMA.....	99
TABELA 16 – MÉDIA DOS DADOS DE ENTRADA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS COLETADOS NA ETE MANGUINHOS ADOTADOS PARA MODELAGEM DO SISTEMA .....	99
TABELA 17 – COMPARAÇÃO ENTRE OS VALORES OBTIDOS NA CALIBRAÇÃO COM OS DEFINIDOS PELO <i>SOFTWARE WRC STOAT</i> E PELA LITERATURA.....	101
TABELA 18 – COMPARAÇÃO ENTRE DADOS REAIS DA ETE MANGUINHOS COM OS PARAMETROS ESTIMADOS PELO MODELO PARA O PERÍODO DE JANEIRO A SETEMBRO DE 2019.....	103
TABELA 19 – CONCENTRAÇÃO DE DQO TOTAL, N TOTAL, AMONIA E OD OBSERVADO E DO MODELO. ....	104
TABELA 20 – BALANÇO DE MASSA DA ETE MANGUINHOS.....	106
TABELA 21 – CARACTERÍSTICAS DOS DOIS NOVOS REATORES PROPOSTOS .....	109
TABELA 22 – VALORES OBTIDOS DE FLUXO DE SÓLIDOS PARA OS NOVOS DECANTADORES SECUNDÁRIOS PROPOSTOS DA ETE MANGUINHOS .....	114
TABELA 23 – RESUMO DE EQUAÇÕES E PROCESSOS DO MODELO MATEMÁTICO ASM1.....	139

## LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – PRINCIPAIS COMPONENTES DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS .....	23
QUADRO 2 – CLASSIFICAÇÃO DO LODO CONFORME SUA FAIXA DE IDADE ..	25
QUADRO 3 – COMPARAÇÃO ENTRE OS SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS CONVENCIONAIS E DE AERAÇÃO PROLONGADA .....	29
QUADRO 4 – CONSTITUINTES DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS E SEUS RISCOS AO MEIO AMBIENTE.....	31
QUADRO 5 – PROCESSOS DE REMOÇÃO DA MATÉRIA NITROGENADA DE ESGOTOS SANITÁRIOS.....	32
QUADRO 6 – PARÂMETROS DE QUALIDADE, SIMBOLOS E REAÇÕES DO MODELO ASM1 .....	51
QUADRO 7 – RELAÇÃO DE <i>SOFTWARES</i> APLICADOS A MODELAGENS HIDRÁULICAS DE LODOS ATIVADOS UTILIZANDO O MODELO ASM1 .....	59
QUADRO 8 – DADOS DA ETE SELECIONADA LEVANTADOS PARA A CONSTRUÇÃO DO MODELO E SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS.....	63
QUADRO 9 – CRITÉRIOS DE VALIDAÇÃO DO MODELO .....	64
QUADRO 10 – VALORES INICIAIS DOS COEFICIENTES ADOTADOS PELO <i>SOFTWARE</i> NO REATOR.....	69
QUADRO 11 – RESUMO DAS UNIDADES EXISTENTES DA ETE MANGUINHOS	80
QUADRO 12 – PARÂMETROS USUALMENTE UTILIZADOS EM PH NEUTRO NO ASM1 .....	138

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ASM – *Active Sludge Model*

ASM1 – *Active Sludge Model n° 1*

ASM2 – *Active Sludge Model n° 2*

ASM2d – *Active Sludge Model n° 2d*

ASM3 – *Active Sludge Model n°3*

CAE – *Computer-Aided Engineering*

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

Cv – Cavalo-vapor

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DBO<sub>5</sub> – Demanda Bioquímica de Oxigênio (para análise de 5 dias)

DQO – Demanda Química de Oxigênio

DN – Diâmetro nominal

EEE – Estação Elevatória de Esgoto

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

IWA – *International Water Association*

OD – Oxigênio dissolvido

N – Nitrogênio

NH<sub>3</sub> – Nitrogênio amoniacal

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – Nitrogênio amoniacal na forma iônica

P – Fósforo

pH – Potencial hidrogeniônico

SES – Sistema de Esgotamento Sanitário

SST – Sólidos Suspensos Totais

## LISTA DE SÍMBOLOS

- $b_n$ , constante de decaimento das bactérias nitrificantes, em  $d^{-1}$ ;
- $b_A$ , taxa de decaimento da biomassa autotrófica, em  $d^{-1}$ ;
- $b_H$ , taxa de decaimento da biomassa heterotrófica, em  $d^{-1}$ ;
- $C$ , concentração do composto em um tempo  $t$ , em  $m.L^{-3}$ ;
- $C_{N_{ta}}$ , concentração de NTK afluente, em  $mg\ N.L^{-1}$ ;
- $C_{N_{te}}$ , concentração de NTK efluente, em  $mg\ N.L^{-1}$ ;
- $C_{N_l}$ , concentração de NTK para a produção de lodo de excesso, em  $mg\ N.L^{-1}$ ;
- $C_{SS}$ , concentração de sólidos em suspensão no lodo, em  $kg.m^{-3}$ ;
- $C_{SSTA}$ , concentração de sólidos em suspensão no reator (SSTA), em  $kg.m^{-3}$ ;
- $D_{c_3}$ , capacidade de desnitrificação de um reator pós-desnitrificação, em  $mg\ N.L^{-1}$ ;
- $f_n$ , fração de nitrogênio em lodo volátil (material orgânico sedimentável);
- $f_{x_3}$ , fração da massa de lodo no reator pós-desnitrificação;
- $G_a$ , fluxo de sólidos aplicado, em  $kg.m^{-2}.h^{-1}$ ;
- $G_g$ , fluxo de sólidos por gravidade, em  $kg.m^{-2}.h^{-1}$ ;
- $G_u$ , fluxo de sólidos retirado pelo fundo do decantador secundário, em  $kg.m^{-2}.h^{-1}$ ;
- $G_t$ , fluxo de sólidos total, em  $kg.m^{-2}.h^{-1}$ ;
- $k$ , constante de reação, em  $T^{-1}$ ;
- $K_o$ , constante de saturação de oxigênio de um determinado microrganismo, em  $mg\ O_2.L^{-1}$ ;
- $K_{O,H}$ , constante de saturação de oxigênio para organismos heterotróficos, em  $mg\ O_2.L^{-1}$ ;
- $K_{O,A}$ , constante de saturação de oxigênio para organismos autotróficos, em  $mg\ O_2.L^{-1}$ ;
- $K$ , constante de desnitrificação, em  $mg\ N.X_a^{-1}.d^{-1}$ ;
- $K_1$ , constante de desnitrificação para material rapidamente biodegradável em sistemas pré-desnitrificação, em  $mg\ N.X_a^{-1}.d^{-1}$ ;
- $K_2$ , constante de desnitrificação para material lentamente biodegradável em sistemas pré-desnitrificação, em  $mg\ N.X_a^{-1}.d^{-1}$ ;
- $K_3$ , constante de desnitrificação para material lentamente biodegradável em sistemas pós-desnitrificação, em  $mg\ N.X_a^{-1}.d^{-1}$ ;
- $K_n$ , constante de meia saturação de Monod, em  $mg\ N.L^{-1}$ ;

$K_{sed}$ , coeficiente de sedimentação, em  $m^3kg^{-1}$ .  
 $K_{T_i}$ , constante de reação para a temperatura  $i$ ;  
 $n$ , ordem da reação;  
 $N_a$ , fluxo de concentração de amônia nitrificada, em  $mg\ N.d^{-1}$ ;  
 $N_c$ , capacidade de nitrificação no reator;  
 $Q$ , vazão volumétrica, em  $m^3.d^{-1}$ ;  
 $Q_w$ , vazão de descarga de lodo, em  $m^3.d^{-1}$ ;  
 $Q_i$ , vazão afluente à ETE,  $m^3.h^{-1}$ ;  
 $Q_r$ , vazão de recirculação de lodo, em  $m^3.h^{-1}$ ;  
 $Q_u$ , vazão de retirada de fundo, em  $m^3.h^{-1}$ ;  
 $r$ , taxa de reação, em  $M.T^{-1}.L^{-3}$ ;  
 $r_p$ , taxa da reação de produção do composto, em  $M.T^{-1}.L^{-3}$ ;  
 $r_c$ , taxa de reação de consumo do composto, em  $M.T^{-1}.L^{-3}$ ;  
 $r_{máx}$ , taxa máxima de consumo do substrato, em  $mg\ S.L^{-1}.h^{-1}$ ;  
 $r_{D_s}$  e  $r_{D_p}$ , taxa de desnitrificação associada à utilização do material rapidamente biodegradável;  
 $S_i$ , material orgânico solúvel inerte;  
 $S_s$ , substrato prontamente biodegradável;  
 $S$ , material solúvel tem a denotação;  
 $T$ , Temperatura, em  $^{\circ}C$ ;  
 $t_{DH}$ , tempo de detenção hidráulico do substrato no reator, em dia;  
 $t_{RS}$ , tempo de retenção de sólidos, em dia;  
 $t_p$ , duração da fase primária, em dia;  
 $V$ , volume, em  $m^3$ ;  
 $v_{sed}$ , velocidade de sedimentação, em  $m.h^{-1}$ ;  
 $v_{sed_0}$ , velocidade de sedimentação para uma concentração hipotética de  $C_{SS} = 0$ , em  $m.h^{-1}$ ;  
 $X$ , biomassa no tanque de aeração, em  $g\ SSV.m^{-3}$ ;  
 $X_e$ , biomassa no efluente, em  $g\ SSV.m^{-3}$ ;  
 $X_R$ , biomassa na linha de retorno de lodos ativados do decantador, em  $g\ SSV.m^{-3}$ ;  
 $X_v$ , sólido volátil no efluente, em  $mg.L^{-1}$ ;  
 $X_n$ , biomassa ativa das bactérias, em  $mg.L^{-1}$ ;  
 $X_s$ , substrato lentamente biodegradável;

$X_{B,H}$ , biomassa ativa heterotrófica;

$X_{B,A}$ , biomassa ativa autotrófica;

$Y$ , coeficiente de rendimento das bactérias, em  $\text{mg Xn N.mg}^{-1}$ ;

$Y_A$ , coeficiente de rendimento das bactérias autotróficas, em  $\text{mg DQO.mg N}^{-1}$ ;

$\mu$ , taxa específica de crescimento específico de determinado microrganismo, em  $\text{d}^{-1}$ ;

$\mu_A$ , taxa específica máxima de crescimento da biomassa autotrófica, em  $\text{d}^{-1}$ ;

$\theta$ , coeficiente de temperatura.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>20</b>
1.1	OBJETIVOS.....	21
1.1.1	Objetivo geral.....	21
1.1.2	Objetivos específicos.....	21
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>22</b>
2.1	SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS .....	22
2.1.1	Parâmetros de caracterização dos sistemas de lodos ativados .....	24
2.1.2	Variantes do sistema de lodos ativados .....	26
2.2	FUNDAMENTOS DA REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA.....	31
2.2.1	Componentes Envolvidos nas Transformações Biológicas .....	31
2.2.2	Estequiometria e cinética dos processos bioquímicos presentes nos lodos ativados .....	33
2.2.3	Balço de Massa em Reator de Mistura Completa Ideal.....	41
2.2.4	Teoria do fluxo dos sólidos para o dimensionamento dos decantadores secundários .....	43
2.3	MODELAGEM MATEMÁTICA DE LODOS ATIVADOS .....	46
2.3.1	Modelos matemáticos de reatores de lodos ativados .....	48
2.3.2	Modelo ASM1 .....	49
2.4	SOFTWARES PARA MODELAGEM HIDRÁULICA E IMPLEMENTAÇÃO DO MODELO ASM1 .....	58
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>62</b>
3.1	SELEÇÃO DE UM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS POR AERAÇÃO PROLONGADA NO BRASIL .....	63
3.2	DESENVOLVIMENTO DO MODELO PARA ETE SELECIONADA.....	64
3.2.1	Construção do modelo.....	65
3.2.2	Calibração do modelo.....	68
3.3	SIMULAÇÃO E PROPOSIÇÃO DE MELHORIAS NO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS SOB AERAÇÃO PROLONGADA DA ETE ESCOLHIDA .....	70
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>71</b>
4.1	SELEÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS POR SISTEMA DE LODOS ATIVADOS E AERAÇÃO PROLONGADA .....	71

4.2	CARACTERIZAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE QUALIDADE DE ESGOTO DA ETE MANGUINHOS .....	82
4.3	APLICAÇÃO DO MODELO ASM1 AO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS DA ETE MANGUINHOS .....	98
4.3.1	Calibração do modelo por meio da análise de sensibilidade dos parâmetros cinéticos.....	100
4.3.2	Validação do modelo do sistema de lodos ativados de aeração prolongada da ETE Manguinhos .....	104
4.4	SIMULAÇÃO HIDRAULICA E PROPOSIÇÃO DE MELHORIAS PARA O SISTEMA DE LODOS ATIVADOS COM AERAÇÃO PROLONGADA PARA A ETE MANGUINHOS .....	105
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>117</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>120</b>
	<b>ANEXO 1 – RESUMO DESCRITIVO DO MODELO HIDRÁULICO ASM1</b>	<b>133</b>
	<b>APÊNDICE 1 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE REALIZADA POR MEIO DO SOFTWARE STOAT.....</b>	<b>140</b>
	<b>APÊNDICE 2 – PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS DE AERAÇÃO PROLONGADA PROPOSTO DA ETE MANGUINHOS.....</b>	<b>152</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O saneamento básico engloba os sistemas de abastecimento de água, de drenagem de águas pluviais, a limpeza urbana e o esgotamento sanitário (SOUZA, 2016). Uma das formas de controlar os problemas decorrentes da falta de saneamento básico é por meio de implantação de sistemas de esgotamento sanitário, uma das áreas do saneamento, que consiste na coleta, transporte, tratamento e disposição final adequada de esgotos sanitários (PESSOA et al., 2012). Quando esse sistema se mostra deficiente, há correlação direta com questões de saúde pública e de degradação do meio ambiente (DO AMARAL et al., 2021).

Devido a um processo de urbanização desordenado e às desigualdades sociais, a oferta de serviços básicos de fornecimento de água e coleta de esgotos é um dos problemas de cunho ambiental e social de maior relevância no Brasil, logo que poucos efluentes são tratados corretamente nas estações de tratamento de esgotos (ETEs), contaminando os corpos hídricos receptores. Desse modo, a garantia do acesso universal e de qualidade ao saneamento básico ainda não é uma realidade no Brasil (MOTA, 2006; BORJA, 2014; TEIXEIRA et al., 2014).

Um tratamento de esgoto eficiente, além de ser um grande pilar da preservação do meio ambiente, também é responsável por diversos fatores sociais e econômicos que são influenciados, de forma direta ou indireta, pela interação do homem com o ambiente (CHAVES et al., 2018). No fator ambiental, as ETEs possuem papel fundamental, visto que o lançamento de matéria orgânica em corpos d'água causa redução de Oxigênio Dissolvido (OD). A redução do OD tem impacto sobre os organismos aeróbios, ou seja, é causa de desequilíbrio ecológico (SOUZA et al., 2015).

Um modelo de tratamento de esgoto que é amplamente utilizado ao redor do mundo é o sistema de lodos ativados. Esse processo possui alta aplicabilidade, pois além de necessitar de pouco espaço para sua implantação, possui alta eficiência de remoção de nutrientes quando comparadas com alternativas de tratamento secundário de esgoto sanitário (BUI et al., 2019). Todavia, esses sistemas quando em operação nem sempre atendem à eficiência prevista e desejada na fase inicial do projeto. A ineficiência do sistema é causada, principalmente por erros operacionais ou mesmo de projeto, sendo esse último um problema muito recorrente devido a um conjunto de fatores tais como: estimativa errada de vazões e erros de cálculo no dimensionamento (FERREIRA; GARCIA, 2017).

Frente a essa problemática, o objetivo deste trabalho foi identificar oportunidades de melhoria nos processos hidráulicos de uma ETE que opere por sistema de lodos ativados por aeração prolongada, a partir da caracterização de parâmetros de qualidade de esgoto bruto e tratado e da modelagem e simulação hidráulica do sistema existente.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo geral

Propor melhorias nos processos hidráulicos de sistema de lodos ativados por aeração prolongada de uma ETE existente.

### 1.1.2 Objetivos específicos

- a) Selecionar um sistema de lodos ativados por aeração prolongada de uma ETE no Brasil a fim de realizar um estudo de caso;
- b) Calibrar e validar o modelo ASM1 para o sistema de lodos ativados da ETE selecionada, empregando o *software* WRc Stoat;
- c) Simular hidráulicamente o sistema de lodos ativados da ETE selecionada com base no modelo escolhido;
- d) Propor alternativas para melhorar o sistema de lodos ativados por aeração prolongada do estudo de caso.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O sistema de tratamento de esgoto por lodos ativados é abordado, envolvendo suas diferentes configurações, processo, modelagem e *softwares* utilizados.

### 2.1 SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS

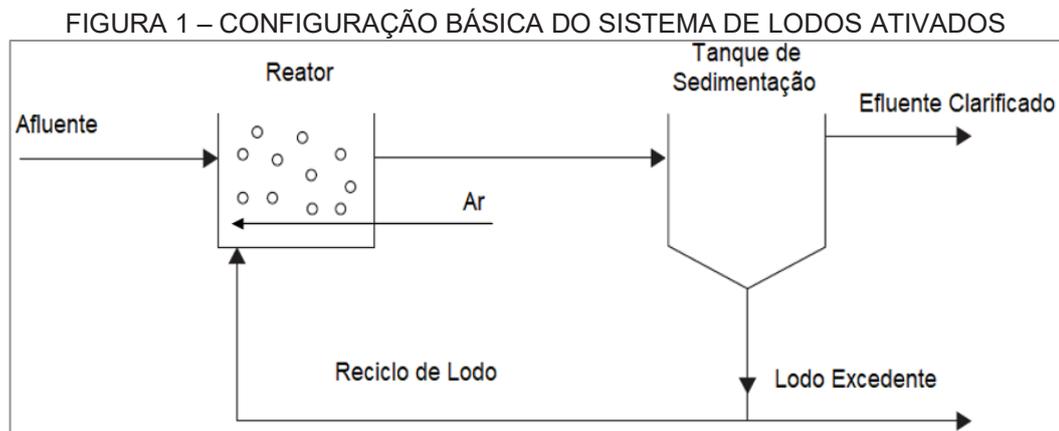
Lodos ativados constituem um dos mais importantes processos biotecnológicos para o tratamento de esgotos e proteção ambiental. Nesse processo, uma mistura complexa de microrganismos capazes de degradar a matéria orgânica removem nutrientes e transformam compostos tóxicos em produtos inofensivos (SANCHÉZ, 2016). Os fenômenos desse processo são os mesmos que ocorrem naturalmente em rios e lagos. Porém, a partir das tecnologias empregadas, garantem-se as condições ideais para o sistema, como disponibilidade de biomassa, adição de oxigênio, controle de temperatura e pH, entre outros. Dessa forma, obtém-se um processo controlado e eficiente. Ou seja, pode-se entender esse sistema como uma autodepuração artificialmente acelerada (VON SPERLING, 2016).

O processo de lodos ativados foi descoberto na Inglaterra em 1913, quando dois engenheiros Edward Arden e William T. Lockett, conduziam um experimento de tratamento de esgoto, utilizando oxigênio para acelerar o processo de oxidação em um precursor do atual reator de bateladas sequenciais. Como resultado, obteve-se um efluente altamente tratado (RIEGEL et al., 2012). No Brasil, os estudos desses sistemas iniciaram-se em 1934, mas a primeira implantação ocorreu somente na década de 1960 (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

De acordo com Jenkins e Wanner (2014), o sistema de lodos ativados foi a solução mais impactante no último século para o setor de engenharia ambiental e sanitária ao se tratar da proteção ambiental e da saúde humana. Tanto que, que essa técnica é o método de tratamento biológico mais largamente utilizado no mundo desenvolvido, principalmente nas circunstâncias em que é necessário um nível alto de qualidade do efluente tratado e em que os requisitos de área são reduzidos (SCHOLZ, 2006). Isso porque, quando bem projetados e operados, os sistemas de lodo ativado podem chegar a uma eficiência a 98% na remoção de DBO solúvel (NUVOLARI, 2003).

No entanto, Von Sperling (2005), ao comparar o sistema de lodos ativados com os outros processos de tratamento de esgoto, afirma que o primeiro possui um índice de mecanização superior, o que implica em uma operação mais sofisticada e um maior consumo de energia elétrica. Do mesmo modo, para Loo e Velázquez (2017) e Gu et al. (2017), a principal desvantagem do sistema de lodos ativados é o alto custo associado ao consumo de energia necessária para atender à demanda de oxigênio para oxidar a matéria orgânica.

O processo de lodos ativados, representado na FIGURA 1, depende de cinco componentes inter-relacionados: o reator, o lodo ativado em si, o sistema de aeração e mistura, o tanque de sedimentação e a recirculação do lodo, conforme apresentado no QUADRO 1 (DIONISE, 2017).



FONTE: DIONISE (2017).

QUADRO 1 – PRINCIPAIS COMPONENTES DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS

<b>Reator</b>	Também chamado de tanque de aeração, é o local que ocorrem as reações bioquímicas de remoção de matéria orgânica, e em determinadas condições, nitrogenadas.
<b>Lodo ativado</b>	O lodo ativado pode ser entendido como um ecossistema vivo artificial, o qual está continuamente sob influência de fatores bióticos ou abióticos. Os microrganismos crescem agregados, no formato de flocos.
<b>Sistema de mistura e aeração</b>	A aeração possui a função de fornecer oxigênio para a respiração dos organismos aeróbios dentro do reator e também manter os flocos microbianos em contínuo estado de agitação a fim de garantir o contato máximo entre a superfície dos flocos e o esgoto.
<b>Tanque de sedimentação</b>	Local onde ocorre a sedimentação (também chamada de clarificação), em que se separa a biomassa do efluente tratado.
<b>Recirculação do lodo</b>	O lodo ativado sedimentado é devolvido para o tanque de aeração a fim de manter a população microbiana correta e assim garantir a continuação do tratamento.

FONTE: DIONISE (2017).

A operação de lodos ativados ocorre em duas fases distintas: aeração e sedimentação do lodo. Na primeira fase, o esgoto proveniente do tratamento

preliminar é adicionado ao tanque de aeração, onde ocorrem as reações bioquímicas realizadas pela densa população de microrganismos heterotróficos sob a presença de ar ou oxigênio puro (SCHOLZ, 2006). O oxigênio pode ser adicionado de diferentes formas ao sistema: por meio de bolhas de ar injetado, difusores dentro da mistura lodo líquido, sob condições de turbulência, por aeradores mecânicos de superfície ou outros tipos de unidades de aeração (ALÉM SOBRINHO, 1983).

Na segunda fase, a mistura sólida-líquida que contém microrganismos é decantado no tanque de sedimentação. A biomassa floculada sedimenta rapidamente da suspensão e forma um lodo e o efluente clarificado e livre de sólidos, o qual é descarregado no efluente final. O lodo é recirculado para o reator a fim de aumentar a concentração da biomassa e assim melhorar a eficiência do sistema (SCHOLZ, 2006; VON SPERLING, 2014; DIONISE, 2017).

### 2.1.1 Parâmetros de caracterização dos sistemas de lodos ativados

As características dos sistemas de lodos ativados são usualmente avaliadas em termos da idade do lodo, do tempo de detenção hidráulica, da relação alimento/microrganismo (A/M) e da eficiência de remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) ou da demanda química de oxigênio (DQO).

Segundo João e Pessoa (2014), a idade do lodo, também denominada como tempo de residência dos organismos ou tempo médio de detenção celular, representa o tempo médio em que a biomassa permanece sob aeração. Obtém-se a idade do lodo a intermédio da relação entre a massa de células presentes no reator e a massa de células descarregadas por dia, conforme representado na equação (1).

$$t_{RS} = \frac{V \times X}{(Q_0 - Q) \times X_0 + (Q \times X_r)} \quad (1)$$

onde:

$t_{RS}$  = idade do lodo (tempo de retenção de sólidos), em dias.

$V$  = volume do reator (tanque de aeração), em L.

$Q_0$  = vazão efluente, em L.dia<sup>-1</sup>.

$X$  = biomassa no tanque de aeração, em gSSV.L<sup>-3</sup>.

$Q$  = vazão de descarga de lodo, em L.dia<sup>-1</sup>.

$X_0$  = biomassa no efluente, em gSSV.L<sup>-3</sup>.

$X_r$  = biomassa na linha de retorno de lodos ativados do decantador, em  $gSSV.L^{-3}$ .

É possível classificar o lodo com base em sua idade, conforme apresentado no QUADRO 2.

QUADRO 2 – CLASSIFICAÇÃO DO LODO CONFORME SUA FAIXA DE IDADE

Idade do lodo	Carga de DBO aplicada por unidade de volume	Faixa de Idade do Lodo
Reduzidíssima	Altíssima	Inferior a 3 dias
Reduzida	Alta	4 a 10 dias
Intermediária	Intermediária	11 a 17 dias
Elevada	Baixa	18 a 30 dias

FONTE: VON SPERLING (2014).

O tempo de detenção hidráulica expressa o tempo de residência nominal do fluido a ser tratado dentro do reator. Define-se como um período de residência nominal devido a presença de reciclo, o que permite que tempo de permanência do afluente no reator seja menor que a idade do lodo. Seu valor é obtido por meio da razão do volume do reator pela vazão de entrada do afluente no reator, conforme representado na equação (2) (DIONISI, 2017).

$$t_{DH} = \frac{V}{Q} \quad (2)$$

sendo:

$t_{DH}$  = tempo de detenção hidráulico do substrato no reator, em dias.

$V$  = volume do reator, em  $L^3$ .

$Q$  = vazão volumétrica, em  $L^3.dia^{-1}$ .

A eficiência do sistema, representada na equação (3), é caracterizada pela taxa de remoção da matéria orgânica por meio do metabolismo dos microrganismos. Calcula-se a eficiência por meio da avaliação da concentração da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) ou da demanda química de oxigênio (DQO) no efluente de entrada e de saída do sistema de lodos ativados. A DBO mede a quantidade de oxigênio que uma população de microrganismos consome para crescer quando em contato com o esgoto por um determinado período. Ou seja, a DBO é considerada um indicador da quantidade de matéria orgânica biodegradável em um sistema. Em

contrapartida, a DQO mensura a quantidade de oxigênio que é necessária para completa oxidação de toda a matéria orgânica presente no sistema (DIONISI, 2017).

$$\eta(\%) = \frac{S_0 - S}{S_0} \cdot 100 \quad (3)$$

sendo:

$\eta$  (%) = eficiência em porcentagem.

$S_0$  = concentração de DBO na entrada do tratamento, em mg.L<sup>-1</sup>.

$S$  = concentração de DBO na saída do tratamento, em mg.L<sup>-1</sup>.

Outro parâmetro ligado à eficiência do sistema é a relação alimento/microrganismo (A/M), que mede a razão entre o alimento presente no esgoto afluyente, ou substrato, e a quantidade de microrganismos no reator biológico. Quanto maior o índice A/M, menor será a assimilação de substrato disponível por unidade de massa e menor será o volume requerido para o reator. Quando A/M é baixo, maior será a eficiência de remoção de DBO, entretanto o volume do reator será maior. A razão alimento microrganismo é representada na equação (4) (JOÃO; PESSOA 2017; VON SPERLING, 2014).

$$\frac{A}{M} = \frac{Q \cdot S}{V \cdot X_v} \quad (4)$$

sendo:

A/M = carga orgânica aplicada, (adimensional).

V = volume do reator (tanque de aeração), em L<sup>3</sup>.

Q = vazão efluente, em L<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>.

$X_v$  = concentração de biomassa (sólidos suspensos voláteis), em mg.L<sup>-3</sup>.

S = concentração de substrato do afluyente (DBO), em mg.L<sup>-3</sup>.

### 2.1.2 Variantes do sistema de lodos ativados

O sistema de lodos ativados passou por muitas adaptações desde sua primeira versão. Essas alterações são resultado de inovações, avanços tecnológicos

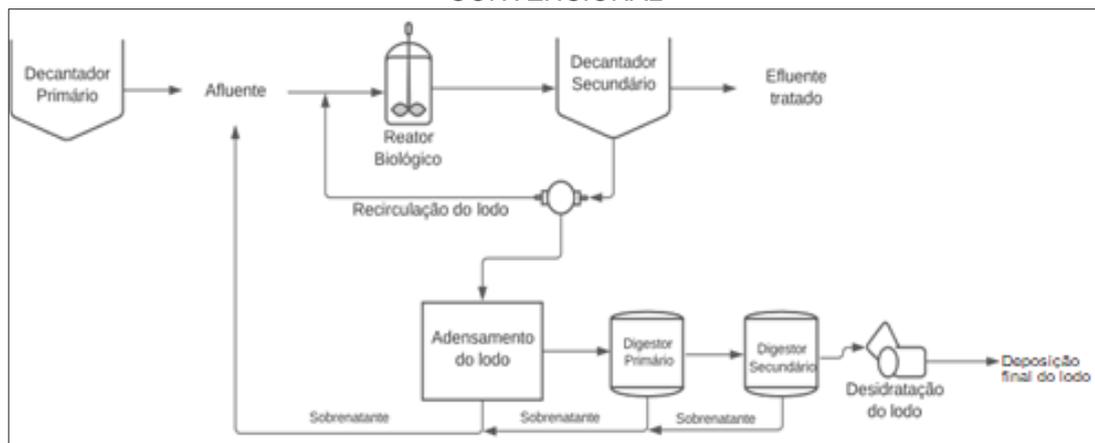
e do aprofundado no conhecimento dos processos microbiológicos. (METCALF; EDDY, 2003).

Von Sperling (2014) expõe as principais configurações de operação do sistema de lodos ativados: convencionais, de aeração prolongada (fluxo contínuo) e de fluxo Intermitente (Reatores sequenciais por batelada). Neste trabalho, serão abordadas as variantes de lodos ativados convencional e aeração prolongada.

Os sistemas de tratamento de lodos ativados convencionais constituem-se de um decantador primário seguido de um tanque de aeração e um decantador secundário, conforme apresentado na FIGURA 2. O decantador primário possui a função de retirar parte da matéria orgânica previamente ao tanque de aeração com o propósito de reduzir o consumo de energia e reduzir o volume do reator (VON SPERLING, 2014; QASIN,1985).

A idade do lodo para essa variante é classificada como reduzida e por isso o lodo excedente é submetido a uma fase de adensamento para retirada de umidade e depois é destinado aos digestores, que estabilizam a biomassa. O tempo de detenção hidráulica deste modelo é de 4 a 8 horas e pode-se afirmar que o sistema possui uma eficiência elevada uma vez que a eficiência de remoção da DBO pode variar entre 85 e 95% (VON SPERLING, 2014; JORDÃO; PESSOA, 2011).

FIGURA 2 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS CONVENCIONAL

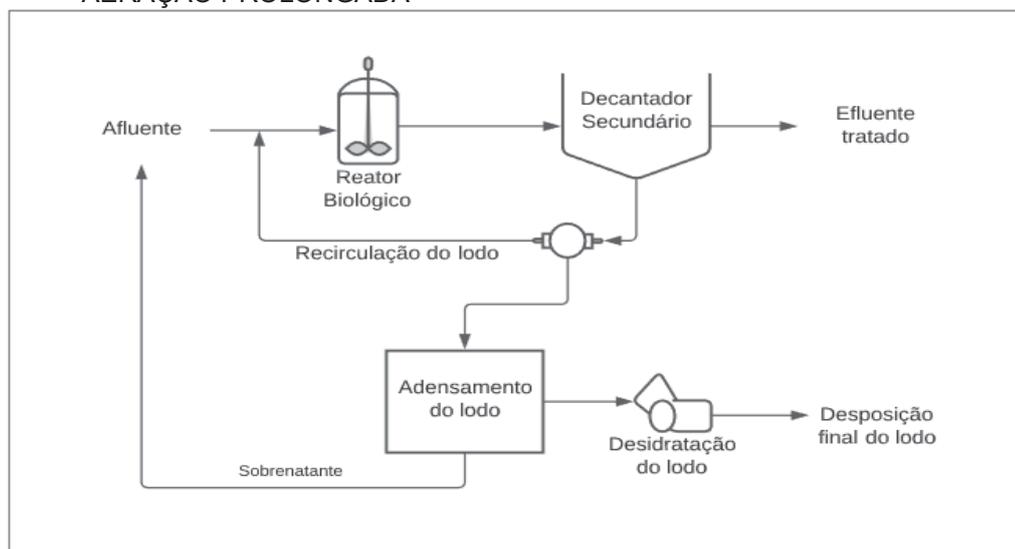


FONTE: O autor (2021).

De acordo com Von Sperling (2014), o processo de lodos ativados com aeração prolongada funciona de maneira similar ao sistema convencional. Porém, nesse modelo, a idade do lodo é classificada como elevada, com a permanência da biomassa por um período entre 18 e 30 dias. Como consequência, Metcalf e Eddy

(2016) discorrem sobre a necessidade de tanques de aeração maiores se comparados ao sistema convencional. Ademais, em decorrência do longo tempo de permanência do lodo no sistema, a estabilização da matéria orgânica é feita no próprio reator. Desse modo, não é necessária a presença do decantador primário e do biodigestor. O tempo de detenção hidráulica também é mais elevado do que o sistema convencional, entre 16 e 24 horas (VON SPERLING, 2014). A representação esquemática de um sistema de lodos ativados por aeração prolongada está demonstrada na FIGURA 3.

FIGURA 3 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS POR AERAÇÃO PROLONGADA



FONTE: O autor (2021).

No QUADRO 3, apresentam-se as características operacionais e as vantagens e desvantagens dos sistemas de lodos ativados convencionais e com aeração prolongada.

QUADRO 3 - COMPARAÇÃO ENTRE OS SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS CONVENCIONAIS E DE AERAÇÃO PROLONGADA (continua)

Item	Lodos ativados convencionais	Aeração prolongada
Idade do lodo	4 a 10 dias	18 a 30 dias
Eficiência de remoção - DBO	85% - 95%	93 - 98%
A/M	0,25 a 0,50 kgDBO/diaKgSSVTA	0,07 a 0,50 kgDBO/diaKgSSVTA
Decantação Primária	Presente	Ausente
DBO solúvel efluente	Baixa, praticamente desprezível	Bastante baixa, praticamente desprezível
DBO em suspensão efluente	Depende da sedimentabilidade do lodo e do desempenho do decantador secundário.	Depende da sedimentabilidade do lodo e do desempenho do decantador secundário.
	Caso não haja desnitrificação no reator, esta pode ocorrer no decantador secundário, causando ascensão e perda de lodo.	A maior carga de sólidos afluente ao decantador secundário exige dimensionamento mais conservador da unidade.
	Decantador secundário sujeito a problemas com bactérias filamentosas e outras deterioradoras da sedimentabilidade.	Caso não haja desnitrificação no reator, esta pode ocorrer no decantador secundário, causando ascensão e perda de lodo. Decantador secundário sujeito a problemas com bactérias filamentosas e outras deterioradoras da sedimentabilidade.
Nitrificação	Bastante provável, mas sujeita a instabilidade na faixa inferior da idade do lodo, especialmente em baixas temperaturas.	Totalmente consistente, a menos que haja problemas ambientais específicos (ex: tóxicos, falta de OD).
Volume do reator aeróbio	Reduzido (tempos de retenção hidráulica da ordem de 6 a 8h).	Elevado (tempos de retenção hidráulica da ordem de 16 a 24h).
Área dos decantadores secundários	Reduzida.	Elevada, devido à maior carga de sólidos e às características de sedimentabilidade do lodo.
Requisitos de oxigênio	Reduzido, devido à menor respiração pela biomassa e à remoção de DBO na decantação primária.	Elevado devido à grande quantidade de biomassa presente e pela inexistência de decantação primária.
Requisitos energéticos	Reduzido, devido ao baixo consumo de oxigênio.	Elevado, devido ao alto consumo de oxigênio.
Produção de lodo	Elevada, porém diminui com o uso da digestão anaeróbia.	Razoável.
Estabilização do Lodo no reator	A estabilização do lodo no reator é baixa e insuficiente para encaminhamento à secagem natural (geração de maus odores).	Desnecessária. Estabilização do lodo ocorre no reator.
Adensamento do lodo	Necessário, principalmente para o lodo secundário.	Pode ser utilizado, porém o adensamento por gravidade não é efetivo. Deve-se utilizar o adensamento mecanizado.
Desidratabilidade do lodo	Boa desidratabilidade.	Desidratabilidade inferior.
Estabilidade do processo	Maior suscetibilidade a descargas tóxicas.	Elevada.
Simplicidade operacional	Reduzida.	Maior, por não incluir as unidades de decantação primária e por ser um sistema mais robusto e estável.
Vantagens	Elevada eficiência na remoção de DBO.	Sistema com maior eficiência na remoção de DBO.
	Nitrificação usualmente obtida.	Nitrificação consistente.
	Possibilidade de remoção de N e P.	Satisfatória remoção de N e possivelmente P.

Item	Lodos ativados convencionais	Aeração prolongada
	Baixos requisitos de área.	Operação mais simples que lodos ativados convencionais.
	Processo confiável desde que supervisionado.	Estabilização de lodo no próprio reator.
	Reduzida possibilidade de maus odores, insetos e vermes.	Elevada resistência à variação de carga e cargas tóxicas.
	Elevada resistência à variação de carga e cargas tóxicas.	Satisfatória independência em relação às variações climáticas.
	Satisfatória independência em relação às variações climáticas.	Todas as vantagens já mencionadas para sistema convencional.
	Flexibilidade Operacional.	
	Baixa eficiência na remoção de coliformes.	Baixa eficiência na remoção de coliformes.
	Elevados custos de implantação e operação.	Elevados custos de implantação e operação.
	Elevado custo de energia.	Sistema com maior consumo de energia.
<b>Desvantagens</b>	Necessidade de operação sofisticada e alta mecanização.	Elevado índice de mecanização, porém inferior ao sistema convencional.
	Relativamente sensível às descargas tóxicas.	
	Necessário tratamento completo do lodo e sua disposição final.	Necessidade de remoção de umidade do lodo e da sua disposição final (menor que o sistema convencional).
	Possíveis problemas ambientais com ruídos e aerossóis	

FONTE: Adaptado de VON SPERLING (2014).

## 2.2 FUNDAMENTOS DA REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

O metabolismo dos microrganismos pode ser considerado como o uso dos compostos orgânicos presentes nos esgotos como fonte de energia e fonte de material para a síntese celular. O conjunto de reações bioquímicas envolvidas na produção de energia a partir da transformação dos compostos orgânicos em produtos estáveis é denominado catabolismo. A síntese celular é chamada de anabolismo (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

A fim de descrever os processos metabólicos dos sistemas de lodos ativados, é necessário caracterizar a matéria orgânica e determinar um parâmetro quantitativo capaz de descrever sua concentração nas águas residuárias como também avaliar processos bioquímicos que podem ocorrer (VON SPERLING, 2016a).

### 2.2.1 Componentes Envolvidos nas Transformações Biológicas

Henze (2008) pontua que a quantidade e a qualidade das águas residuárias é influenciada pelo estilo de vida, comportamentos, padrão de vida como também pela estrutura técnica e jurídica que circundam determinada população. Os constituintes do esgoto domésticos podem ser subdivididos conforme apresentado no QUADRO 4.

QUADRO 4 – CONSTITUINTES DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS E SEUS RISCOS AO MEIO AMBIENTE

Constituintes das águas residuárias		Riscos ao Ambiente e a Saúde
<b>Microrganismos</b>	Bactérias patogênicas, vírus e protozoários.	Riscos ao se alimentar de peixes e durante o contato físico com o material.
<b>Materiais orgânicos biodegradáveis</b>	Esgotamento de oxigênio em rios, lagos e corpos d'água.	Morte de peixes, odores.
<b>Outros Materiais orgânicos</b>	Detergentes, pesticidas, gorduras, óleos, corantes, solventes, fenóis cianida.	Efeitos tóxicos, bioacumulação na cadeia alimentar, inconvenientes estéticos.
<b>Nutrientes</b>	Nitrogênio, fósforo, amônia.	Eutrofização, esgotamento de oxigênio, efeito tóxico.
<b>Metais</b>	Hg, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni.	Efeito tóxico e bioacumulação.
<b>Outros Materiais Inorgânicos</b>	Ácidos e bases.	Corrosão e efeitos tóxicos.
<b>Odor (e sabor)</b>	Sulfito de Hidrogênio.	Efeitos tóxicos e inconvenientes estéticos.
<b>Radioatividade</b>	-	Efeito tóxico e acumulação.

FONTE: Adaptado de HENZE (2008).

Diante da vastidão de componentes presentes na maioria dos esgotos é totalmente impraticável, se não impossível, determiná-los individualmente. Por essa razão, avalia-se a concentração de todos os compostos orgânicos presentes na água residuária em conjunto. Para quantificar a massa ou a concentração do material orgânico utiliza-se do fato que praticamente todos os compostos orgânicos podem ser oxidados e possuem em sua composição carbono orgânico. Dessa maneira, utiliza-se da DQO e DBO como parâmetros-chave para quantificar a matéria orgânica e determinar a eficiência do tratamento biológico de efluentes. Frequentemente, obtém-se os resultados dos testes de DBO em 5 dias e para esses casos avalia-se a DBO<sub>5</sub> (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012; AL MADANY et al, 2020).

Nos sistemas de tratamento de esgoto, além do consumo do material carbonáceo, a biomassa presente nos sistemas de lodos ativados é capaz de remover o material nitrogenado do efluente. A remoção desse material é importante para evitar a eutrofização dos corpos d'água e possui aspectos econômicos interessantes visto que parte do consumo de alcalinidade e do oxigênio ocorrida no processo de nitrificação pode ser recuperada no processo de desnitrificação, gerando assim uma economia de insumo de alcalinidade e energia elétrica para geração do oxigênio (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

De acordo com Van Haandel e Van Der Lubbe (2012), o material nitrogenado presente em esgotos sanitários se compõe predominantemente de nitrogênio amoniacal (NH<sub>3</sub> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrogênio orgânico (ureia, aminoácidos e outras substâncias orgânicas com o grupo amino). Diferente da matéria orgânica carbonácea, os componentes nitrogenados são facilmente distinguíveis. As diversas reações relacionadas à matéria nitrogenada que podem ocorrer no reator de lodos ativados estão descritas no QUADRO 5.

QUADRO 5 – PROCESSOS DE REMOÇÃO DA MATÉRIA NITROGENADA DE ESGOTOS SANITÁRIOS

Processo	Descrição	Reação
<b>Amonificação</b>	É a reação na qual o nitrogênio orgânico é convertido a nitrogênio amoniacal. O processo inverso, no qual o nitrogênio amoniacal é convertido a nitrogênio orgânico, é chamado de assimilação. Considerando que o pH esteja próximo ao neutro (pH=7), o nitrogênio amoniacal aparece predominantemente na forma iônica (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ).	$R-NH_2 + H_2O + H^+ \leftrightarrow R-OH + NH_4^+$

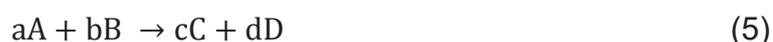
Processo	Descrição	Reação
<b>Nitrificação</b>	Ocorre a conversão do nitrogênio na forma de íon amônio (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) para nitrito (N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ), sendo este oxidado por bactérias nitrificantes autotróficas que utilizam CO <sub>2</sub> como fonte de carbono, na presença de oxigênio dissolvido. No processo de nitrificação duas etapas distintas são bem definidas. A primeira é a nitratação, que é a oxidação da amônia a nitrito pelas bactérias oxidadoras de amônia. A segunda etapa, é a nitratação, com a oxidação do nitrito a nitrato pelas bactérias oxidadoras de nitrito.	<p>Formação de nitrito</p> $\text{NH}_4^+ + \frac{3}{2} \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$ <p>Formação de nitrato</p> $\text{NO}_2^- + \frac{3}{2} \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$ <p>Reação Global</p> $\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$
<b>Desnitrificação</b>	Redução do nitrato em nitrogênio molecular, com a matéria orgânica agindo como redutor.	$\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_{(g)} \rightarrow \text{N}_2\text{O}_{(g)} \rightarrow \text{N}_{2(g)}$

FONTE: Adaptado de ABREU (1994); YE; THOMAS (2001); METCALF (2003); SANTOS (2009); SILVA FILHO (2009); BORTOLI et al. (2012); VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE (2012) e REISMANN et al. (2017).

Semelhante à matéria orgânica carbonácea, a caracterização da biomassa de forma individualizada é bastante complexa, sendo necessárias algumas simplificações em sua representação. A biomassa é expressa em termos dos sólidos em suspensão (SS), pois massa microbológica é constituída de sólidos suspensos no reator. Os sólidos em suspensão (SS) são divididos em sólidos suspensos voláteis (SS<sub>v</sub>) e em sólidos suspensos inorgânico (SS<sub>i</sub>). Os SSV representam os compostos orgânicos que participam da conversão do substrato orgânico, enquanto os SSi compreendem os sólidos inorgânicos. Ainda, os SSi se dividem em frações ativas (SS<sub>na</sub>) e inativas (SS<sub>nb</sub>), sendo que as frações ativas que têm ação na estabilização do substrato. Além da atividade da biomassa, pode-se classificar os SSV em biodegradáveis e não biodegradáveis (WINKLER et al., 2018).

### 2.2.2 Estequiometria e cinética dos processos bioquímicos presentes nos lodos ativados

A estequiometria relaciona-se com as informações quantitativas de uma reação química, representando o número de mols dos reagentes e dos produtos em uma reação (LEVENSPIEL, 1995). Um exemplo genérico de representação de uma reação química pode ser visto na equação (5).



sendo:

A, B, C e D= espécies químicas presentes na reação (produtos ou reagentes).  
a, b, c e d= coeficientes estequiométricos.

Uma relação fundamental entre as velocidades de desaparecimento ou formação das espécies químicas é dado pela equação (6).

$$-\frac{r_A}{a} = -\frac{r_B}{b} = \frac{r_C}{c} = \frac{r_D}{d} \quad (6)$$

sendo:

$r_A, r_B, r_C$  e  $r_D$  = taxa de desaparecimento ou formação dos componentes da reação  $\text{g.dia}^{-1} \cdot \text{L}^{-1}$ .

a, b, c e d = coeficientes estequiométricos.

Em uma temperatura constante, a velocidade de geração ou consumo da espécie química A é uma função da concentração dos reagentes, conforme representado na equação (7). As reações químicas, inclusive as que ocorrem nos processos biológicos, são classificadas de acordo com a sua cinética. Por meio da cinética química, avalia-se a velocidade em que os reagentes são consumidos ou os produtos são formados em uma reação estequiométrica (QASIM; ZHU, 2017).

$$-r_A = k \cdot C_A^n \quad (7)$$

sendo:

$r_A$  = taxa de reação, em  $\text{g.dia}^{-1} \cdot \text{L}^{-3}$ .

K = constante de reação, em  $\text{dia}^{-1}$ .

$C_A^n$  = composto em um tempo t em  $\text{g} \cdot \text{L}^{-3}$ .

n = ordem da reação.

A ordem da reação (n) indica a influência da concentração de um reagente sobre a velocidade da reação. Reações de ordem zero não possuem influência da concentração de reagentes. Em compensação, as reações de primeira e segunda ordem possuem, respectivamente, uma taxa de reação diretamente proporcional e proporcional ao quadrado da concentração do reagente (VON SPERLING, 2016<sup>a</sup>; QASIM; ZHU, 2017).

De acordo com Von Sperling (2016a), as reações que ocorrem nos sistemas de tratamento de esgoto possuem uma taxa de reação baixa e também as ordens de reação mais comumente encontradas são as de ordem zero e de primeira ordem.

### 2.2.2.1 Consumo de substrato

A partir da equação (7), considerando uma reação de primeira ordem em sistema fechado e de volume constante, o consumo do substrato pode ser expresso conforme a equação (8):

$$r = \frac{dC}{dt} = -k \cdot C \quad (8)$$

sendo:

$r = \frac{dC}{dt}$  = taxa de reação, em g. dia<sup>-1</sup>. L<sup>-3</sup>.

k = constante de reação, em dia<sup>-1</sup>.

C = concentração do composto em um tempo t em g. L<sup>-3</sup>.

n = ordem da reação.

Para um reator biológico, pode-se expressar a equação (8) como a taxa de consumo do substrato, como pode ser visto na equação (9). Quanto mais a matéria orgânica for assimilada, maior a taxa de crescimento dos microrganismos (VON SPERLING, 2012).

$$\frac{dX_v}{dt} = -Y \cdot \frac{d(S_0 - S)}{dt} \quad (9)$$

sendo:

$X_v$  = quantidade sólidos suspensos voláteis, em gSSV/L<sup>3</sup>.

Y = coeficiente de produção celular (massa de sólidos em suspensão voláteis produzidos por unidade de massa de DBO removida), em gSSV/gDBO.

$S_0$  = concentração DBO total do afluente, em gDBO/L<sup>3</sup>.

S = concentração DBO total do efluente, em gDBO/L<sup>3</sup>.

t = tempo, em dias.

### 2.2.2.2 Crescimento microbiano

A taxa específica do crescimento microbiano ocorre em função da disponibilidade de substrato no meio. Normalmente, um único substrato exerce uma influência dominante na taxa de crescimento, e por isso é denominado substrato limitante. Desse modo, a taxa específica taxa de crescimento microbiana em função do substrato limitante é expressa pela equação de Monod, apresentada na equação (10) (DORAN, 2013).

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \quad (10)$$

sendo:

$\mu_{\max}$  = taxa de crescimento específico máxima, em dia<sup>-1</sup>.

S = concentração do substrato ou nutriente limitante, em gDBO.L<sup>-3</sup>.

$K_s$  = constante de saturação, a qual é definida como a concentração do substrato para a qual  $\mu = \mu_{\max}/2$ , em gDBO.L<sup>-3</sup>.

Durante o metabolismo endógeno, parte do material celular da biomassa é consumido. Dessa forma, para obter a taxa líquida do crescimento microbiano deve-se descontar essa perda (NICOLELLA et al., 2000). A taxa de decaimento é expressa como uma reação de primeira ordem, demonstrada na equação (11) (VON SPERLING, 2014).

$$\frac{dX_b}{dt} = -K_d \cdot X_b \quad (11)$$

sendo:

$X_b$  = quantidade de biodegradáveis, em gDBO.L<sup>-3</sup>.

$K_d$  = coeficiente de respiração endógena, em dia<sup>-1</sup>.

A produção de sólidos é resultado da taxa de crescimento bruto subtraída da taxa de decaimento celular. Pode-se expressar a taxa de produção líquida de sólidos em termos da taxa de consumo de substrato (equação 12) ou em termos da concentração da biomassa (equação 13) (VON SPERLING, 2014).

$$\frac{dX_V}{dt} = -Y \cdot \frac{d(S_0 - S)}{dt} - K_d \cdot X_b \quad (12)$$

$$\frac{dX_V}{dt} = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_S + S} \cdot X_V - K_d \cdot X_b \quad (13)$$

sendo:

$X_V$  = quantidade sólidos suspensos voláteis, em gSSV.L<sup>-3</sup>.

$Y$  = coeficiente de produção celular (massa de sólidos em suspensão voláteis produzidos por unidade de massa de DBO removida), em gSSV/gDBO.

$S_0$  = concentração DBO total do afluente, em g.L<sup>-3</sup>.

$t$  = tempo, em dias.

$\mu_{\max}$  = Taxa de crescimento específico máxima, em dia<sup>-1</sup>.

$S$  = concentração do substrato ou nutriente limitante, em gDBO.L<sup>-3</sup>.

$X_b$  = quantidade de biodegradáveis, em gSSV.L<sup>-3</sup>.

$K_d$  = coeficiente de respiração endógena, em dia<sup>-1</sup>.

### 2.2.2.3 Cinética de nitrificação

Embora a nitrificação se desenvolva em dois estágios (nitritação e nitratação), para a sua cinética é levada em consideração apenas a nitritação, pois quando a população de nitrificadores está bem estabelecida, o segundo passo acontece de forma quase instantânea. Com base na equação de Downing et al. (1964), descrita por van Haandel e van der Lubbe (2012), a taxa de crescimento líquido das bactérias nitrificantes, pode ser obtida por meio da equação (14).

$$\left(\frac{dX_n}{dT}\right) \times l = \left(\frac{dX_n}{dT}\right) \times c + \left(\frac{dX_n}{dT}\right) \times d + \left(\frac{dX_n}{dT}\right) \times e \quad (14)$$

sendo:

$\left(\frac{dX_n}{dT}\right) \times c = \mu X_n = \mu_A X_n \left[ \frac{N_a}{N_a + K_n} \right]$ , taxa de crescimento das bactérias nitrificantes, em mgSSV.L<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>.

$\left(\frac{dX_n}{dT}\right) \times d = b_{nX_n}$ , taxa de decaimento das bactérias nitrificantes em mgSSV.L<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>.

$$\left(\frac{dX_n}{dT}\right) \times e = -\frac{X_n}{t_{RS}}, \text{ taxa de descarga de lodo, em mgSSV.L}^{-1}.\text{dia}^{-1}.$$

$r_n$ , taxa de nitrificação, em mgSSV.L<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>.

$\mu$ , taxa específica de crescimento específico para determinado microrganismo, em dia<sup>-1</sup>.

$\mu_A$ , taxa específica máxima de crescimento das autotróficas, em dia<sup>-1</sup>.

$b_n$ , constante de decaimento das bactérias nitrificantes, em dia<sup>-1</sup>.

$K_n$ , constante de meia saturação de Monod mgN.L<sup>-1</sup>.

$Y_A$ , coeficiente de rendimento das bactérias autotróficas mgDQO L<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>.N<sup>-1</sup>;

$t_{RS}$ , tempo de retenção de sólidos (idade do lodo), em dias.

A capacidade de nitrificação é o resultado do material nitrogenado disponível para a realização da nitrificação, uma vez que parte do material não é oxidada e outra é utilizada para a produção de lodo (BARROS, 2014; FERREIRA, 2020), conforme a equação (15).

$$N_c = N_{ta} - N_{te} - N_l \quad (15)$$

sendo:

$N_c$  = capacidade de nitrificação no reator, em mgN.L<sup>-1</sup>

$N_{ta}$  = concentração de NTK afluente, em mgN.L<sup>-1</sup>.

$N_{te}$  = concentração de NTK efluente, em mgN.L<sup>-1</sup>.

$N_l$  = concentração de NTK para o lodo em excesso, em mgN.L<sup>-1</sup>.

O valor de  $N_l$  é obtida a intermédio da equação (16):

$$N_l = \frac{f_n \times X_v \times T_{DH}}{t_{RS}} \quad (16)$$

sendo:

$f_n$  = fração de nitrogênio em lodo volátil (material orgânico sedimentável)

$X_v$  = sólido volátil no efluente, em mgSSV.L<sup>-1</sup>.

Já  $X_n$  é obtido por meio da equação (17):

$$X_n = \frac{Y_n \times t_{RS} \times N_a}{(1 + b_n \times t_{RS}) \times t_{DH}} \quad (17)$$

sendo:

$N_a$  = fluxo de concentração de amônia nitrificada, em  $\text{mgN} \cdot \text{dia}^{-1}$ .

$b_n$  = constante de decaimento, em  $\text{dia}^{-1}$ .

$t_{DH}$  = tempo de detenção hidráulico do substrato no reator, em  $\text{dia}^{-1}$ .

A capacidade de nitrificação é definida como sendo a concentração de NTK afluente que é efetivamente oxidada no sistema de lodo ativado. Logo, é a diferença entre o potencial de nitrificação e a concentração residual de amônia no efluente do sistema (MOTA, 2015).

A constante de crescimento específico ( $\mu_{m\acute{a}x}$ ) depende da determinação da taxa de nitrificação ( $r_n$ ), da concentração de bactérias nitrificantes no reator ( $X_n$ ) e da capacidade de nitrificação no reator ( $N_c$ ), como pode-se observar nas equações (18) e (19) (BARROS, 2014).

$$\mu X_n = \mu_{m\acute{a}x} X_n \left( \frac{N_c}{N_c + K_n} \right) \quad (18)$$

Se,  $N_c > K_n$ :

$$\mu_{m\acute{a}x} = \frac{Y \times r_{m\acute{a}x}}{X_n} \quad (19)$$

sendo:

$X_n$  = biomassa ativa das bactérias ( $X_n$  para autotróficas,  $\text{mgX L}^{-1}$ ).

$Y$  = coeficiente de rendimento das bactérias ( $0,1 \text{ mgX}_n \cdot \text{mg}^{-1} \text{N} - \text{NH}_4$  para nitrificantes e  $0,04 \text{ mgX}_n \cdot \text{mg}^{-1} \text{N} - \text{NO}_2$ ).

$r_{m\acute{a}x}$  = taxa máxima de consumo do substrato, em  $\text{mg S} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ , determinada por meio da taxa de consumo de oxigênio.

#### 2.2.2.4 Concentração de oxigênio dissolvido

A influência da concentração de OD do efluente sobre a cinética de nitrificação pode ser avaliada a partir da relação proposta por Stenstrom e Poduska (1980), como pode ser visto na equação (20).

$$\mu = \mu_m \times \left( \frac{N_a}{N_a + K_N} \right) \left( \frac{OD}{OD + K_O} \right) \quad (20)$$

sendo:

OD = concentração de oxigênio dissolvido, em  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ .

$K_O$  = constante de saturação de oxigênio de um determinado microrganismo, em  $\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ .

Quando em baixas concentrações de oxigênio dissolvido, pode ser favorecido o aparecimento de zonas com OD crítico no interior dos flocos/grânulos de lodo, limitando, assim, o processo da nitrificação no reator. Zoppas et al. (2016) sugerem que uma concentração de 3 a 4  $\text{mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  seja suficiente para que ocorra a nitrificação em sistemas aeróbios.

#### 2.2.2.5 Cinética da desnitrificação

A taxa de desnitrificação ( $r_D$ ), é diretamente proporcional a concentração de lodo ativo, podendo ser expressa a partir da equação (21).

$$r_D = \left( \frac{dN}{dt} \right) = -KX_a \quad (21)$$

sendo:

$K$  = constante de desnitrificação, em  $\text{mg N} \cdot X_a^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ .

A desnitrificação em sistemas anóxicos pode ocorrer em duas fases: a fase em que há consumo do material rapidamente biodegradável e a fase onde há consumo de material lentamente biodegradável (WOLFF, 2005). A constante de desnitrificação ( $K$ ) pode mudar de acordo com o sistema utilizado. Nos sistemas com pré-desnitrificação,  $K = K_1 + K_2$ , para a primeira fase e  $K = K_2$  para a segunda. Para os sistemas com pós-desnitrificação  $K = K_3$  (MOTA, 2015). Fazendo a substituição na equação (21), chega-se nas equações (22), (23) e (24).

$$r_{D_s} = (K_1 + K_2)X_a \quad (t < t_p) \quad (22)$$

$$r_{D_p} = K_2 X_a \quad (t > t_p) \quad (23)$$

$$r_{D_p} = K_3 X_a \quad (24)$$

sendo:

$r_{D_s}$  e  $r_{D_p}$  = taxa de desnitrificação associada à utilização do material rapidamente biodegradável.

$K_1$  = constante de desnitrificação para material rapidamente biodegradável em sistemas pré-desnitrificação, em  $mgN \cdot mg^{-1} X_a^{-1} \cdot dia^{-1}$ .

$K_2$  = constante de desnitrificação para material lentamente biodegradável em sistemas pré-desnitrificação, em  $mgN \cdot mg^{-1} X_a^{-1} \cdot dia^{-1}$ .

$K_3$  = constante de desnitrificação para material lentamente biodegradável em sistemas pós-desnitrificação, em  $mgN \cdot mg^{-1} X_a^{-1} \cdot dia^{-1}$ .

$t_p$  = duração da fase primária.

As constantes cinéticas  $K_1$ ,  $K_2$  e  $K_3$  podem ser obtidas conforme as equações propostas por Van Haandel (1981) para esgotos sanitários, variando de acordo com a temperatura  $T$ , conforme apresentado nas equações (25), (26) e (27).

$$K_1 = 0,72 \times (1,2)^{T-20} \quad (25)$$

$$K_2 = 0,10 \times (1,08)^{T-20} \quad (26)$$

$$K_3 = 0,08 \times (1,03)^{T-20} \quad (27)$$

### 2.2.3 Balanço de Massa em Reator de Mistura Completa Ideal

Os projetos de reatores de tratamento biológico são baseados na utilização de balanços de massa considerando um volume definido para cada constituinte específico de interesse (METCALF, 2016). O balanço de massa leva em conta o aspecto dinâmico das vazões encaminhadas às diversas unidades da ETE e com a visão da ETE como um todo com o inter-relacionamento entre suas diversas unidades (JORDÃO; PESSÔA, 2011). A fórmula genérica do balanço é apresentada na equação (28) (VON SPERLING, 2014).

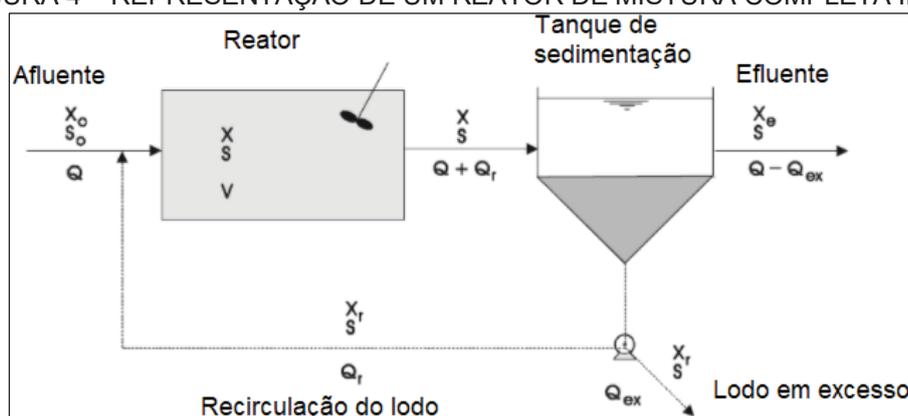
$$\text{Acúmulo} = \text{Entrada} - \text{Saída} + \text{Geração} - \text{Consumo} \quad (28)$$

O balanço de massa inclui as vazões e as taxas de reação apropriadas para a redução ou produção para a massa de cada constituinte entrando e/ou saindo do sistema. As unidades para balanço de massa são, geralmente, dadas em massa por volume e tempo (METCALF, 2016).

Uma das características do reator de mistura completa ideal, representado na FIGURA 4, é que o efluente sai com a mesma concentração que o líquido no interior do reator. Já no afluente ao reator considera-se desprezível a presença dos sólidos biológicos (TRZCINSKI et al., 2018; VANGSGAARD et al., 2012).

Pode-se realizar o balanço de massa para o substrato e para a biomassa, conforme demonstrado nas equações (28), (29) e (30).

FIGURA 4 – REPRESENTAÇÃO DE UM REATOR DE MISTURA COMPLETA IDEAL



FONTE: Adaptado de METCALF (2016).

Desta forma, por meio da equação (30) é apresentado o balanço de concentração de substrato (S).

$$\frac{dS}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot S_0 - \frac{Q}{V} \cdot S + 0 - \mu_{\text{máx}} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot \frac{X}{Y} \quad (30)$$

sendo:

$S_0$  = concentração do substrato total afluente, em gDBO.L<sup>-3</sup>.

$S$  = concentração do substrato total efluente, em gDBO.L<sup>-3</sup>.

$Q$  = vazão, em L<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>.

$X$  = concentração dos sólidos em suspensão no reator, em gSSV.L<sup>-3</sup>.

$V$  = volume do reator, em L<sup>3</sup>.

$K_s$  = constante de saturação, a qual é definida como a concentração do substrato para a qual  $\mu = \mu_{\text{máx}}/2$ , em gDBO.L<sup>3</sup>.

Na equação (31) é apresentado o balanço de concentração de sólido em suspensão no reator (X).

$$\frac{dX}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot X_0 - \frac{Q}{V} \cdot X + 0 - \mu_{\text{máx}} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot X - K_d \cdot X \quad (31)$$

sendo:

S = concentração do substrato total efluente, em gDBO.L<sup>-3</sup>.

Q = vazão, em L<sup>3</sup>/dia.

X = concentração dos sólidos em suspensão no reator, em gSSV.L<sup>-3</sup>.

X<sub>0</sub> = concentração dos sólidos em suspensão no afluente, em gSSV.L<sup>-3</sup>.

V = volume do reator, em L<sup>3</sup>.

K<sub>d</sub> = coeficiente de respiração endógena, em dia<sup>-1</sup>.

#### 2.2.4 Teoria do fluxo dos sólidos para o dimensionamento dos decantadores secundários

Os decantadores secundários possuem duas funções simultâneas no processo de lodos ativados: clarificação, que é a separação líquido-sólido necessária para produzir um efluente livre de sólidos suspensos, e o adensamento, que é o aumento da concentração de sólidos suspensos no lodo de recirculação. Dependendo das características do lodo e das condições operacionais do decantador, ambas funções podem ser limitantes para o carregamento de sólidos. (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

A fim de descrever a sedimentação em um decantador secundário contínuo, assume-se que a vazão de entrada do decantador secundário é a soma da vazão do efluente do reator (Q) com a vazão de recirculação do lodo (Q<sub>r</sub>). Considerando que não há acúmulo de lodo no decantador, devido ao estado estacionário, a vazão de entrada e saída do decantador serão iguais, conforme apresentado na equação (32) (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

$$(Q + Q_r).X = Q_r.X_r \quad (32)$$

sendo:

$Q$  = vazão do efluente do reator, em  $m^3/dia$ .

$Q_r$  = vazão de recirculação do lodo, em  $m^3/dia$ .

$X$  = concentração dos sólidos em suspensão, em  $gSSV.m^{-3}$ .

$X_r$  = concentração dos sólidos em suspensão no lodo recirculado, em  $gSSV.m^{-3}$ .

3.

Para o dimensionamento dos decantadores secundários, comumente utiliza-se a teoria do fluxo limite dos sólidos. O fluxo é a carga de sólidos por unidade de área de um decantador secundários. Os sólidos tendem a ir para o fundo do decantador em virtude da atuação simultânea dos fluxos por gravidade ( $G_g$ ) e pela retirada de fundo ( $G_u$ ) (VON SPERLING, 2016).

O fluxo total de sólidos ( $G_t$ ) corresponde a soma dos dois componentes, destacado pela equação (33).

$$G_t = G_g + G_u \quad (33)$$

Em que o fluxo por gravidade é obtido pela equação (34):

$$G_g = X_d \cdot v_{sed} \quad (34)$$

E o fluxo pela retirada de fundo é determinado pela equação (35):

$$G_u = X_d \cdot \frac{Q_u}{A} \quad (35)$$

sendo:

$X_d$  = concentração de sólidos em suspensão no lodo, em  $gSSV.m^{-3}$ .

$v_{sed}$  = velocidade de sedimentação, em  $m.dia^{-1}$ .

$Q_u$  = vazão de retirada de fundo, em  $m^3.dia^{-1}$ .

$A$  = área superficial do decantador, em  $m^2$ .

Ainda assim, a velocidade de sedimentação é expressa em função de  $X$ , obtida por meio da equação (36).

$$v_{\text{sed}} = v_{\text{sed}0} \cdot e^{-K_{\text{sed}} \cdot X_d} \quad (36)$$

$v_{\text{sed}0}$  = velocidade de sedimentação para uma concentração hipotética de  $X = 0$ , em  $\text{m} \cdot \text{dia}^{-1}$ ;

$K_{\text{sed}}$  = coeficiente de sedimentação, em  $\text{m}^3 \cdot \text{gSSV}^{-1}$ .

O fluxo de sólidos sedimentados ao fundo do decantador depende da concentração de  $X_d$ . Baixos valores de  $X_d$ , resultam em uma elevada velocidade de sedimentação ( $v_{\text{sed}}$ ), mas o produto  $X_d \cdot v_{\text{sed}}$  é baixo, o que resulta num baixo valor do fluxo gravitacional de sólidos. Valores intermediários de  $X_d$ , resultam em uma diminuição de  $v_{\text{sed}}$ , mas o produto  $X \cdot v_{\text{sed}}$  se eleva, ou seja, o fluxo gravitacional de sólidos se eleva. No entanto, após um certo valor de  $X$ , a redução na  $v_{\text{sed}}$  é tal que o produto  $X \cdot v_{\text{sed}}$  passa a diminuir (MACKENZIE, 2010; VON SPERLING, 2014).

De maneira geral, o fluxo aplicado corresponde à carga de sólidos afluente ao decantador por unidade de área, conforme equação (37):

$$G_a = \frac{Q + Q_r}{A} \cdot X \quad (37)$$

sendo:

$G_a$  = fluxo de sólidos aplicado, em  $\text{gSSV} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ .

$Q$  = vazão afluente à ETE,  $\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ .

$Q_r$  = vazão de recirculação de lodo, em  $\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ .

$X$  = concentração de sólidos em suspensão no reator em  $\text{gSSV} \cdot \text{m}^{-3}$ .

$A$  = área superficial dos decantadores em  $\text{m}^2$ .

Von Sperling (2016) expõe que para que o decantador não acumule sólidos deve-se ter um fluxo aplicado menor ou no máximo igual, ao fluxo limite ( $G_l$ ). Se houver acúmulo até uma determinada quantidade há perda de sólidos no sobrenadante do decantador e como consequência ocorre deterioração da qualidade do efluente final. O fluxo limite corresponde ao ponto de mínimo na curva de  $G_t$  e  $X_d$ . O mínimo é obtido para um dado valor de  $Q_u/A$  e por meio do cálculo da concentração limite ( $X_d$ ), de tal forma que a derivada primeira da equação do fluxo total  $G_t$  seja igual a zero, e que a derivada segunda seja maior do que zero para configurar um

mínimo. As equações são representadas a seguir, pela equação (38), equação (39) e equação (40).

$$G_l = v_{sed_0} \cdot X_d \cdot e^{-K_{sed} \cdot X_d} + \frac{Q_u}{A} \quad (38)$$

$$\frac{dX_d}{dG_l} = v_{sed_0} \cdot X_d \cdot e^{-K_{sed} \cdot X_d} \cdot (-K_{sed} \cdot X_d + 1) + \frac{Q_u}{A} = 0 \quad (39)$$

$$\frac{d^2X_d}{dG_l^2} = v_{sed_0} \cdot e^{-K_{sed} \cdot X_d} \cdot (-K_{sed}^2 \cdot X_d - 2K_{sed}) > 0 \quad (40)$$

Em projetos, deve-se considerar a sedimentabilidade do lodo como média ou ruim, dependendo do grau de segurança que se desejar. No dimensionamento do decantador secundário, deve-se atentar ao fato de que o mesmo não deve operar sobrecarregado em termos de clarificação e adensamento. Para evitar a sobrecarga, a taxa de aplicação hidráulica não deve exceder a velocidade de sedimentação do lodo (equação 41) e em termos de adensamento, o fluxo de sólidos aplicado não deve exceder o fluxo de sólidos limite (equação 42).

$$\frac{Q}{A} \leq v_{sed} = v_{sed_0} \cdot e^{-K_{sed} \cdot X_d} \quad (41)$$

$$G_a \leq G_l \quad (42)$$

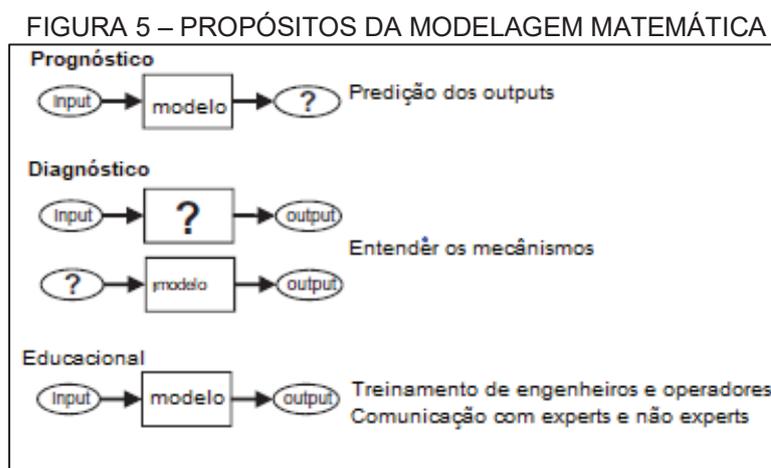
### 2.3 MODELAGEM MATEMÁTICA DE LODOS ATIVADOS

Um modelo pode ser definido como a representação ou descrição de um sistema de interesse (BATSTONE et al., 2015). Os modelos são usados como uma simplificação da realidade de forma que descreva a parte relevante do processo, a qual deve ser entendida e trabalhada (ZHOU et al., 2013; LOOSDRECHT et al., 2008).

Segundo Langergraber et al. (2004), a modelagem matemática dos sistemas de lodos ativados é uma metodologia bastante utilizada para projeto e operação de plantas de tratamento de esgoto, treinamento de engenheiros e operadores e como uma ferramenta para pesquisas. O nível de detalhe e a qualidade requerida para os

estudos de simulações é bastante variável, dependendo dos objetivos do projeto, dos recursos e conhecimento disponíveis.

Os modelos numéricos podem ser usados para prognóstico, que é a previsão de situações futuras, diagnóstico que é o entendimento dos mecanismos do processo e para fins educacionais, como por exemplo, em treinamentos de especialistas e operadores. Na FIGURA 5, podem-se observar os diferentes usos dos modelos matemáticos (RIEGER et al., 2012).



FONTE: Adaptado de RIEGER et al. (2012).

Apesar da agilidade que os modelos trazem aos estudos, Sedran et al. (2006) levantam que há riscos no uso de *software* para o dimensionamento de sistemas de lodos ativados sem o conhecimento dos fenômenos e um correto entendimento e calibração do modelo. Durante testes em diversos programas, sem qualquer tipo de atenção aos fenômenos envolvidos e à calibração, os resultados de volumes de tanque de aeração encontrados possuíam até duas vezes o dimensional para uma mesma qualidade de efluente tratado (KARLIKANOVAITE-BALIKCI; YAGCI, 2019).

De forma geral, a modelagem matemática possibilita otimizar os aspectos operacionais ou o próprio dimensionamento do sistema de tratamento de esgotos, com o intuito de obter um melhor desempenho de tratamento global da ETE. Importante ressaltar que a calibração e a validação do modelo possuem a finalidade de obter uma complexidade ideal, ter fácil manuseio, resultados, simulações rápidas e confiáveis (BAETEN et al., 2019).

### 2.3.1 Modelos matemáticos de reatores de lodos ativados

Com a melhora do desempenho dos processadores ocorreu uma revolução na modelagem de processos (KARPISNKA; BRIDGEMAN, 2016). Um dos modelos mais antigos implementado em computador foi o desenvolvido por Busby e Andrews (1975), o qual era um modelo dinâmico fazendo uso do “Programa de Modelagem de Sistemas Contínuos”. Também, Dold et al. (1980) estruturaram um modelo dinâmico de lodos ativados, o qual continha tanto a nitrificação biológica como também a desnitrificação (IWA, 2012).

Os modelos mais conhecidos e amplamente empregados para prever comportamentos biológicos em sistemas lodos ativados são resultado de estudos de pesquisadores da *International Water Association* (IWA) (TEIXEIRA, 2012). Em 1986 o primeiro modelo da IWA foi concebido por um grupo de trabalho incumbido de criar um modelo consensual para lodos ativados. Assim, criou-se o modelo *Active Sludge Model* (ASM) (ARLIKANOVAITE-BALIKCI e YAGCI, 2019). De acordo com Gernaey et al. (2004) e Liotta et al. (2014), o termo é usado para indicar o conjunto de equações que modelam os fenômenos biológicos de formação do lodo, escoamento hidráulico, transferência de oxigênio e a sedimentação. Fazendo uso desses modelos, podem-se caracterizar os parâmetros de projeto ao longo do seu dimensionamento e durante a operação do sistema e, com isso, otimizar o processo e obter a eficiência desejada, em especial na etapa biológica (COSTA et al., 2018).

Em 1987 desenvolveu-se o modelo ASM1, no qual foram incluídos os fenômenos de oxidação biológica do carbono, a nitrificação e a desnitrificação. (HENZE et al., 1987; USEPA, 2009). Atualmente, existem modelos mais complexos dentro da família de ASMs, desenvolvidos a partir da primeira versão: ASM2, ASM2d, ASM3 e ASM3s (HENZE et al., 2000; ZHU et al., 2015).

O processo de remoção de fósforo foi incluído ao modelo ASM1, dando origem ao modelo ASM2. Posteriormente, o modelo ASM2d foi desenvolvido, com a adição da desnitrificação por organismos acumuladores de fósforo, fornecendo uma melhor descrição dinâmica do fósforo e do nitrogênio (Henze et al., 1999; USEPA, 2009; YANG et al., 2017).

Para solucionar algumas limitações como a independência de fonte de carbono, a temperatura e a remoção biológica de fósforo por organismos acumuladores de fósforo foi elaborado o ASM3 (USEPA, 2009). A principal diferença

entre os modelos ASM1 e ASM3 é que esse último reconhece a importância de polímeros de armazenamento nas conversões heterotróficas dos processos de lodos ativados (OSELAME, 2013).

No modelo ASM3, presume-se que todo o substrato é rapidamente biodegradável (SS) e armazenado em um componente interno da célula do microrganismo (XSTO) antes do crescimento. A biomassa heterotrófica é modelada como uma estrutura celular interna, similar aos organismos acumuladores de fósforo (LISBONA, 2007). O componente (XSTO) é posteriormente utilizado para o crescimento da biomassa, diferentemente do ASM1 onde o crescimento celular é diretamente ligado ao substrato externo. Uma segunda diferença entre ASM1 e ASM3 é que esse último é mais fácil de calibrar, pois o modelo morte-regeneração adotado no ASM1 foi alterado pelo modelo de respiração-crescimento endógeno (GERNAEY et al., 2004).

### 2.3.2 Modelo ASM1

Apesar da existência de modelos mais aprimorados, o ASM1 ainda é o mais difundido nos estudos de lodo ativado, sendo aplicado tanto em estudos acadêmicos como no desenvolvimento de *softwares* de modelagem e simulação e no monitoramento de ETEs (REVOLLAR et al., 2020).

Dentre as limitações do ASM1, está a estimativa dos parâmetros cinéticos apenas para dois valores de temperatura, 10 °C e 20 °C, além de considerar o pH constante e próximo da neutralidade, desviando-se da realidade (FANG FANG et al., 2010). Algumas reações que ocorrem no sistema de lodos ativados resultam na queda do pH, como, por exemplo a nitrificação (TEIXEIRA, 2012; BENCHIHEUB, 1997). Esta age como inibidor em outros fenômenos que não são considerados no modelo (DELNAVAZ, 2017). Outra desvantagem é a não inclusão da remoção de fósforo no modelo e a consideração de que as reações biológicas não dependem da fonte de carbono (OSELAME, 2013; MAN et al., 2017).

Desde a concepção do modelo ASM1 diversos artigos foram publicados correlacionando economia de energia em lodos ativados, utilizando o referido modelo (OULEBSIR et al., 2020). Esses estudos têm como objetivo otimizar os gastos energéticos, logo que se estima que o consumo de energia elétrica nas ETEs de médio e grande porte em lodos ativados são responsáveis cerca de 50 a 60% do

consumo da ETE total, enquanto o tratamento de lodo consome de 15 a 25% de energia elétrica e por último as estações elevatórias de recirculação de 15% (MAMAIS et al., 2015; GU et al., 2017).

Borzooei et al. (2020) estudaram a maior ETE na Itália, utilizando o modelo ASM1 com o intuito de avaliar e otimizar o consumo de energia, utilizando o *software* GPS-X. A partir de diversas simulações e diferentes cenários, constatou-se que além de melhoria e a qualidade do efluente, seria possível economizar até 5000 MWh/ano apenas por meio de mudanças operacionais, frente aos 23500 MWh de consumo anual no processo, representando uma economia de aproximadamente 21%.

Similarmente à Borzooei et al. (2020), Simon-Várhelyi et al. (2020) estudaram uma ETE da Romênia, objetivando a redução de gastos energéticos pelo modelo ASM1. Seus resultados demonstraram uma economia de 47% nos custos operacionais e uma melhoria na qualidade do efluente em 25%, por meio do armazenamento do esgoto sanitário em um tanque de equalização das 14h às 0h, encaminhando-os às 0h ao início do tratamento. A taxa de distribuição de ar na zona de nitrificação e as duas taxas de fluxo de recirculação de água também foram otimizadas.

Calise et al. (2020) avaliaram o modelo ASM1 em uma ETE em escala piloto para analisar a nitrificação e desnitrificação em lodos ativados com aeração prolongada. Com auxílio do *software Simulink*<sup>®</sup>, extensão do *Matlab*<sup>®</sup>, o modelo foi validado, utilizando dados de literatura. A manutenção da temperatura do reator em escala piloto foi considerada. Os resultados mostraram que sob temperaturas entre 15 e 25°C, na parte inicial do processo, os efeitos de transporte dominam os de consumo de biomassa autotrófica e heterotrófica. Quando a temperatura é superior a 30°C, o consumo de nitrato é tão rápido que o crescimento da biomassa é limitado por este efeito. Por outro lado, no caso de baixas temperaturas (5–10°C), o crescimento da biomassa não é limitado pela disponibilidade de nitrato. Finalmente, os resultados também demonstraram que a temperatura afeta o processo de desnitrificação, enquanto o efeito sobre a concentração de oxigênio é menor e a temperatura ideal para tratamento obtida foi entre 25 e 30°C.

Nelson et al. (2009) observaram o comportamento do tempo de detenção hidráulico ( $T_{DH}$ ), utilizando o modelo ASM1 em estado estacionário para uma configuração simples, contendo um único reator biológico e um decantador secundário. Foi notado que as variáveis associadas com a operação de lodos

ativados se modificam conforme o tempo de detenção hidráulico. As variáveis consideradas foram DQO, sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total (N total) e nitrogênio inorgânico total, concentração da biomassa (X) e concentração de oxigênio dissolvido (OD). Os referidos autores constataram que com o aumento do  $T_{DH}$  ocorre um aumento da biomassa heterotrófica e como resultado disso há uma redução da concentração de DQO no efluente em conjunto com o aumento da biomassa autotrófica.

Gernaey et al. (2004), fazendo uso do modelo ASM1, chegaram à conclusão de que o uso de aeração intermitente evita o excesso de oxigênio dissolvido no tanque de aeração. Com isso, foi possível não somente uma redução nos gastos energéticos, mas também aumentar a capacidade de nitrificação da ETE.

O modelo ASM1 foi desenvolvido a partir de uma notação matricial baseada em Petersen (1965 apud KOVÁCS et al., 2007) e envolve 8 processos biológicos 13 parâmetros de caracterização do efluente, 5 coeficientes estequiométricos e 14 parâmetros cinéticos, que descrevem de forma realista os processos biológicos considerados no modelo (KIM; CUI, 2017). Os 13 parâmetros de qualidade são divididos em 8 componentes solúveis (S) e 5 componentes particulados (X), como pode-se observar no QUADRO 6 (HENZE, 2002) e a relação entre os parâmetros de qualidade e os fenômenos biológicos pode ser verificada no diagrama pertencente à FIGURA 6. Também, pode-se verificar no Anexo 01 o resumo descritivo do modelo ASM1 que foi adotado neste estudo.

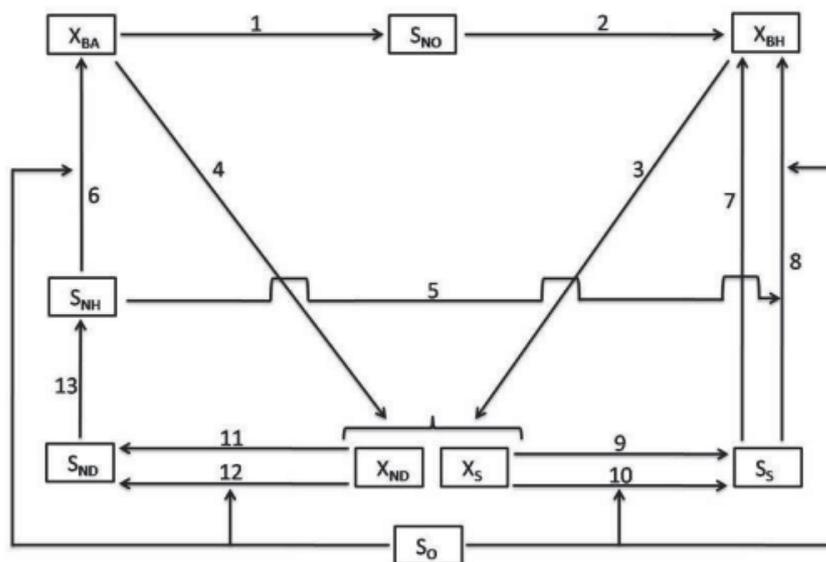
QUADRO 6 - PARÂMETROS DE QUALIDADE, SIMBOLOS E REAÇÕES DO MODELO ASM1

Parâmetros de qualidade	Símbolo	Und.	Formação	Remoção
Matéria orgânica inerte solúvel	$S_i$	mg.L <sup>-1</sup>	-	-
Substrato solúvel rapidamente biodegradável	$S_a$	mg.L <sup>-1</sup>	Hidrólise do $X_s$	Crescimento do $X_{BH}$
Matéria orgânica inerte particulada	$X_i$	mg.L <sup>-1</sup>	-	-
Substrato solúvel lentamente biodegradável	$X_a$	mg.L <sup>-1</sup>	Decaimento do $X_{BA}$ e $X_{BH}$	Hidrólise da $S_s$
Biomassa heterotrófica	$X_{BH}$	mg.L <sup>-1</sup>	Crescimento da biomassa	Decaimento da biomassa
Biomassa autotrófica	$X_{BA}$	mg.L <sup>-1</sup>	Crescimento da biomassa	Decaimento da biomassa
Matéria orgânica particulada inerte	$X_p$	mg.L <sup>-1</sup>	Decaimento do	-
Oxigênio solúvel	$S_o$	mg.L <sup>-1</sup>	-	Crescimento

Parâmetros de qualidade	Símbolo	Und.	Formação	Remoção
Nitrogênio sob forma de nitritos e nitratos	$S_{NO}$	mg.L <sup>-1</sup>	Nitrificação	Desnitrificação
Nitrogênio sob forma de $NH_4^+$ e $NH_3$	$S_{NH}$	mg.L <sup>-1</sup>	Amonificação do $S_{ND}$	Crescimento do $X_{BH}$ e $X_{BA}$
Nitrogênio orgânico solúvel biodegradável	$S_{ND}$	mg.L <sup>-1</sup>	Hidrólise do $X_{ND}$	Amonificação do $S_{ND}$
Nitrogênio orgânico particulado biodegradável	$X_{ND}$	mg.L <sup>-1</sup>	Decaimento da biomassa	Hidrólise do $S_{ND}$
Alcalinidade	$S_{ALK}$	Molar	-	-

FONTE: Adaptado de HENZE (2002).

FIGURA 6 – DIAGRAMA DOS PROCESSOS ENVOLVIDOS NO MODELO ASM1 DE LODOS ATIVADOS



FONTE: TEIXEIRA (2012).

#### Legenda:

##### Os 8 processos considerados no ASM1:

- 1, 2 e 7: Crescimento aeróbio de autotróficos.
- 3 e 8: Crescimento anóxico de heterotróficos.
- 6 e 9: Crescimento aeróbio de heterotróficos.
- 4: Decaimento dos heterotróficos.
- 5: Decaimento dos autotróficos.
- 10 e 12: Hidrólise anóxica.
- 11 e 13: Hidrólise aeróbia.
- 14: Amonificação.

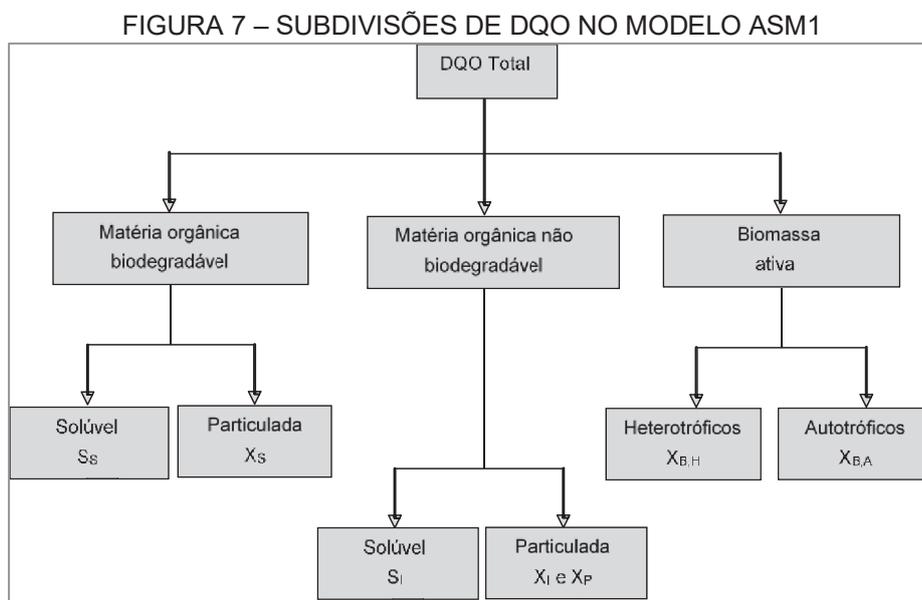
#### Parâmetros:

- $S_S$ : Substrato;
- $X_{BH}$ : Microrganismos heterotróficos;
- $X_{BA}$ : Microrganismos autotróficos;
- $X_{ND}$ : Nitrogênio orgânico particulado biodegradável;
- $S_O$ : Concentração de oxigênio dissolvido;
- $S_{ND}$ : Nitrogênio orgânico solúvel;
- $S_{NH}$ : Nitrogênio na forma  $NH_4^+$  e  $NH_3$ ;
- $S_{NO}$ : Nitrogênio na forma de nitrato.

Pode-se perceber na FIGURA 6 que há alguns processos que ocorrem mais de uma vez. Por exemplo, os processos 1 e 2 são os mesmos, assim como os processos 10 e 12, 11 e 13. Os 8 processos que ocorrem são: Crescimento aeróbio de microrganismos autotróficos; Crescimento aeróbio de microrganismos heterotróficos; Crescimento anóxico de microrganismos heterotróficos; Decaimento dos microrganismos heterotróficos; Decaimento dos microrganismos autotróficos; Hidrólise anóxica; Hidrólise aeróbia e amonificação.

A DQO no modelo ASM1 é selecionada como o parâmetro mais adequado para caracterizar os substratos de carbono, uma vez que assegura a ligação entre os elétrons equivalentes no substrato orgânico, biomassa e oxigênio utilizado (SARJAR et al., 2010; CERVANTES-CARRILLO et al., 2000). A DQO total é subdividida de forma a considerar à solubilidade, biodegradabilidade, taxa de biodegradação e viabilidade da biomassa, como ilustra a FIGURA 7. A partir da DQO as concentrações de DBO no sistema são calculadas por meio da equação (43), logo que a mesma não é utilizada no modelo ASM1.

$$DQO_{TOTAL} = S_I + S_S + X_I + X_S + X_{BH} + X_{BA} + X_P \quad (43)$$



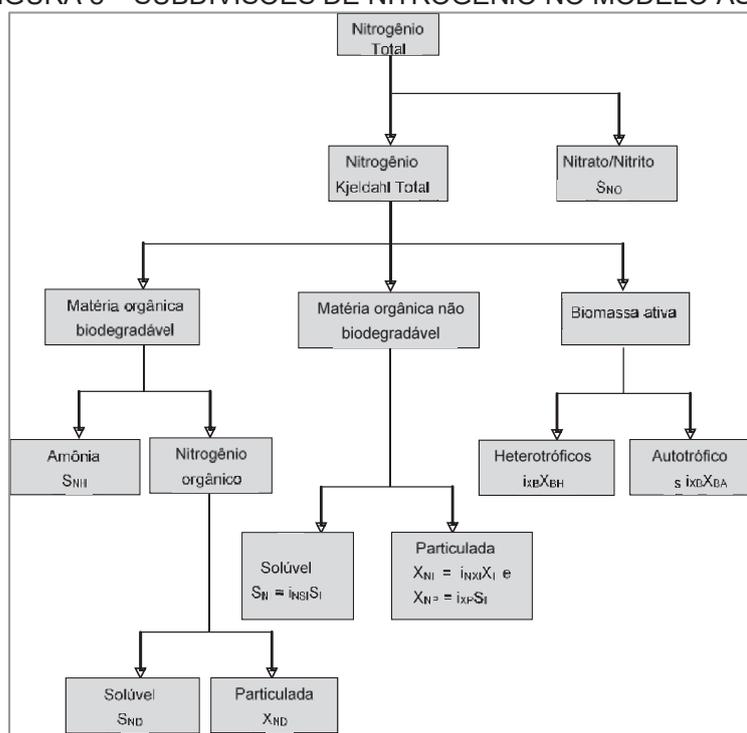
FONTE: Adaptado de HENZE (2002).

Em relação à matéria orgânica nitrogenada do modelo ASM1, pode-se verificar na FIGURA 8 que o nitrogênio total é subdividido de acordo com a solubilidade, biodegradabilidade e taxa de biodegradação.

As taxas de reação global ( $r_i$ ) do componente  $i$  ou parâmetro do modelo ASM1 é definida pela equação (44), em que o  $v_{ij}$ , é o coeficiente estequiométrico do componente  $i$  associado ao processo  $j$ , e os  $\rho_j$  são as taxas de reação dos processos envolvidas no consumo ou na produção do componente  $i$  (FRIEDRICH et al., 2015).

$$r_i = \sum_j^N v_{ij} \rho_j \quad (44)$$

FIGURA 8 – SUBDIVISÕES DE NITROGÊNIO NO MODELO ASM1



FONTE: Adaptado de HENZE (2002).

As taxas de reação para os componentes do modelo ASM1 podem ser vistas nas equações (45), (46), (47), (48), (49), (50), (51), (52), (53) e (54). (HENZE et al., 2000).

- Taxa de reação considerada para como Matéria orgânica biodegradável solúvel ( $S_s$ ).

$$\begin{aligned}
 r_{S_s} = & K_h \times \left( \frac{\left( \frac{X_s}{X_{B,H}} \right)}{K_x + \left( \frac{X_s}{X_{B,H}} \right)} \right) \left[ \left( \frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \right) + \eta_h \times \left( \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H} \\
 & - \frac{1}{Y_H} \times \left[ \mu_{Hmáx} \left( \frac{S_s}{K_S + S_s} \right) \left( \frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \right) X_{B,H} \right. \\
 & \left. + \mu_{Hmáx} \left( \frac{S_s}{K_S + S_s} \right) \left( \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{B,H} \right]
 \end{aligned} \tag{45}$$

- Taxa de reação considerada para Matéria orgânica biodegradável particulada ( $X_s$ ).

$$\begin{aligned}
 r_{X_s} = & (1 - f_p)(b_H X_{B,H} + b_A X_{B,A}) \\
 & - K_h \\
 & \times \left( \frac{\left( \frac{X_s}{X_{B,H}} \right)}{K_x + \left( \frac{X_s}{X_{B,H}} \right)} \right) \left[ \left( \frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \right) \right. \\
 & \left. + \eta_h \times \left( \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H}
 \end{aligned} \tag{46}$$

- Taxa de reação considerada para biomassa heterotrófica ( $X_{B,H}$ ).

$$\begin{aligned}
 r_{X_{B,H}} = & \mu_{Hmáx} \left( \frac{S_s}{K_S + S_s} \right) \left( \frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \right) X_{B,H} \\
 & + \mu_{Hmáx} \left( \frac{S_s}{K_S + S_s} \right) \left( \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \right) \times \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{B,H} \\
 & - b_H X_{B,H}
 \end{aligned} \tag{47}$$

- Taxa de reação considerada para biomassa autotrófica ( $X_{B,A}$ ).

$$r_{X_{B,A}} = \mu_{Amáx} \times \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_o}{K_{O,A} + S_o} \right) X_{B,A} - b_A X_{B,A} \tag{48}$$

- Taxa de reação da matéria orgânica particulada inerte ( $X_P$ )

$$r_{X_P} = f_p(b_H X_{B,H} + b_A X_{B,A}) \quad (49)$$

- Taxa de reação considerada para obter a concentração de OD ( $S_O$ ).

$$r_{S_O} = - \left( \frac{1 - Y_H}{Y_H} \right) \mu_{Hm\acute{a}x} \left( \frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left( \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H} - \left( \frac{4,75 - Y_A}{Y_A} \right) \mu_{Am\acute{a}x} \left( \frac{S_{NH}}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A} \quad (50)$$

- Taxa de conversão de nitrogênio na forma nítrica ( $S_{NO}$ ).

$$r_{S_{NO}} = \frac{1}{Y_A} \mu_{Am\acute{a}x} \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A} - \left( \frac{1 - Y_H}{2,86 Y_H} \right) \mu_{Hm\acute{a}x} \left( \frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left( \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{B,H} \quad (51)$$

- Taxa de reação considerada para a amônia ( $S_{NH}$ ).

$$r_{S_{NH}} = K_a S_{ND} X_{B,H} - i_{XB} \left[ \mu_{Hm\acute{a}x} \left( \frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left( \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_g X_{B,H} \right] - \left( i_{XB} - \left( \frac{1}{Y_A} \right) \right) \mu_{Am\acute{a}x} \left( \frac{S_{NH}}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A} \quad (52)$$

- Taxa de reação considerada para o nitrogênio orgânico biodegradável solúvel ( $S_{ND}$ ).

$$r_{X_{ND}} = (I_{XB} - f_p i X_P) (b_H X_{B,H} + b_A X_{B,A}) - \left( \frac{X_{ND}}{X_S} \right) \left[ K_h \left( \frac{\left( \frac{X_S}{X_{B,H}} \right)}{K_X + \left( \frac{X_S}{X_{B,H}} \right)} \right) + \eta_h \left( \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H} \quad (53)$$

- Taxa de reação considerada para o nitrogênio orgânico biodegradável particulado ( $X_{ND}$ ).

$$\begin{aligned}
 r_{X_{ND}} = & (i_{XB} - f_p i_{X_P})(b_H X_{B,H} + b_A X_{B,A}) \\
 & - \left(\frac{X_{ND}}{X_S}\right) \left(K_h \left(\frac{\left(\frac{X_S}{X_{B,H}}\right)}{K_x + \left(\frac{X_S}{X_{B,H}}\right)}\right) \left[\left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O}\right)\right.\right. \\
 & \left.\left.+ \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O}\right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}}\right)\right]\right)
 \end{aligned} \tag{54}$$

O nitrogênio orgânico solúvel é convertido em nitrogênio amoniacal por amonificação e o mesmo é utilizado como fonte de nitrogênio para o crescimento da biomassa ativa. O parâmetro  $i_{XB}$  indica a quantidade de nitrogênio incorporado por unidade DQO (ANDRAKA, 2020).

A nitrificação é modelada como um processo que ocorre em uma etapa única, e a fim de simplificar o modelo, o nitrito e o nitrato são combinados como uma só variável ( $S_{NO}$ ). O balanço de massa do nitrogênio total é definido pela equação (55) (BENGTSSON et al., 2018).

$$N_{TOTAL} = S_{NH} + S_{ND} + X_{ND} + X_{NI} + i_{XB} \times (X_{BH} + X_{BA}) + i_{XP} \times X_P \tag{55}$$

No modelo ASM1 são também consideradas a concentração de OD ( $S_O$ ), expressa em DQO, e a alcalinidade ( $S_{alk}$ ). Na matriz de Gujer (ANEXO 01) encontram-se esquematizadas as variáveis do modelo ASM1, as taxas de conversão dos componentes e os coeficientes estequiométricos associados aos processos químicos de degradação do material orgânico, de nitrificação e de desnitrificação do efluente (BRDJANOVIC et al., 2015).

No ASM1 os coeficientes estequiométricos são fatores utilizados para converter unidades de massa entre diferentes parâmetros ou componentes do modelo, sendo obtidos a partir das equações químicas ou observações empíricas que descrevem as transformações no sistema de lodos ativados (RIEGER et al., 2012). As frações do material carbonado e nitrogenado, OD e a alcalinidade dos

esgotos sanitários são denominados de componentes no modelo ASM1 (colunas i, 1 a 13, da matriz no Anexo 01) (PAUL, 2014 e HAUDUC et al., 2013).

#### 2.4 SOFTWARES PARA MODELAGEM HIDRÁULICA E IMPLEMENTAÇÃO DO MODELO ASM1

As modelagens e simulações hidráulicas utilizando o modelo ASM1 são realizadas utilizando diferentes *softwares*. Atualmente, há uma variedade significativa de *softwares* com linguagem *Computer Aided Engineering* (CAE), conforme descrito no QUADRO 7.

QUADRO 7 - RELAÇÃO DE SOFTWARES APLICADOS A MODELAGENS HIDRÁULICAS DE LODOS ATIVADOS UTILIZANDO O MODELO ASM1

Software	Empresa	Descrição	Vantagens	Desvantagens	Referências
Stoat WRC	WRC Company	O Stoat WRC é um ambiente modular de modelagem multiuso para a simulação de sistemas de tratamento de esgotos, e desde seu lançamento, o sistema é continuamente melhorado com adição de processos, de calibração e otimização de rotinas automáticas.	Modelos matemáticos disponíveis; <i>Software</i> com uso de licença gratuito. Contempla também a presença de diversos modelos em sua constituição além do ASM1 possibilitando a modelagem de outras unidades/processos em ETEs; Permite a simulação estática e dinâmica;	Deve seguir as configurações do computador recomendadas para usar o <i>software</i> ; Database possui um armazenamento limitado para dados.	Issa (2019); Pistorello (2018); Shingo (2018); Morais, et al. (2018); Morais, et al. (2017); Mohamadi, et al. (2015); Sarkar, et al. (2010).
GPS-X	Hydromantis	O GPS-X é um ambiente de modelagem modular e multiuso para a simulação de sistemas de tratamento de esgoto. Foi o primeiro simulador dinâmico de estação de tratamento de esgotos lançado comercialmente.	Abrange simulação hidráulica para além de tratamento físico, químico e biológico, permite modelar tratamentos avançados e até para tratamento de ar; O programa permite ao usuário simular uma operação ou processo unitário de tratamento, bem como esquemas de tratamento parciais ou completos. Os modelos para todos ativados são: ASM1, ASM2d, ASM3 e mantis (modelo modificado pela empresa responsável do <i>software</i> ).	O uso de sua licença é pago; modelos matemáticos do <i>software</i> não estão explicitamente disponíveis	Borzooeie Sina et al. (2020); Espinosa-Rodriguez et al. (2015); Pombo (2011).
WEST Mike	DHI	O WEST Mike é um <i>software</i> de modelagem e fácil de usar para modelagem dinâmica e simulação de estações de tratamento de esgotos, além outros tipos de sistemas relacionados à qualidade da água. No <i>software</i> , a facilidade de modelagem de uma ampla gama de sistemas com reutilização máxima do conhecimento do modelo é combinada com alto desempenho de cálculo.	O ambiente de modelagem é voltado para suportar o rápido desenvolvimento de modelos de sistemas complexos. Os modelos são construídos através da introdução de componentes de modelo em um editor gráfico hierárquico (HGE), vinculando o material e os fluxos de informações entre eles e selecionando os modelos apropriados em uma base de modelos. A base de modelo aberta e hierarquicamente estruturada contém um conjunto extenso de modelos de componentes de tratamento de esgotos e pode ser facilmente aumentada com modelos definidos pelo usuário.	O uso de sua licença é pago	Lopes (2017) e Manea et al. (2017), Nguyen (2014).
SIM	EAWAG	O programa ASIM® permite a utilização de diferentes sistemas de lodos ativados, inclusive por bateladas sequenciais.	A simulação pode ser executada para uma estação com mais de 10 reatores em série, em condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias; os modelos podem ser implementados pelo usuário, sendo que o <i>software</i> apresenta uma biblioteca com os modelos ASM1, ASM2d e ASM3;	Interface do <i>software</i> não muito amigável e licença paga.	Barros et al. (1995), Corbala-Robles et al. (2016), Hubaux et al. (2015), Oselame, 2013; Ekama e Wentzel, 2004; Gujer e Larsen (1995).
SIMBA		O <i>software</i> é baseado no sistema de simulação MATLAB/SIMULINK 1, que fornece ótimas opções para a análise de algoritmos de controle, permitindo analisar, de uma forma sistemática, os conceitos de controle em pouco tempo; analisar situações novas, mesmo sob condições definidas e repetíveis e considera processos comuns e conceitos de automação, a fim de alcançar soluções econômicas.	O <i>software</i> integra modelos pré-definidos, baseados nos modelos de lodos ativados da IWAQ (ASM1, ASM2, ASM3 e variantes); Permite ao usuário criar modelos de simulação, por meio da construção gráfica de sistemas, com base em blocos pré-definidos que representam os processos associados às unidades de tratamento: afluência de caudais, decantadores primários e secundários, reatores de lodos ativados e no tratamento da biomassa.	O uso de sua licença é pago; modelos matemáticos do <i>software</i> não estão explicitamente disponíveis	Abusam(2014) e Lübken et al. (2005).

Software	Empresa	Descrição	Vantagens	Desvantagens	Referências
EMSO	The Modelica Association	O EMSO, faz parte do projeto ALSOC (Ambiente Livre para Simulação, Otimização e Controle), o qual se propõe a desenvolver continuamente um ambiente integrado de síntese, modelagem, simulação, controle e otimização de processos. O EMSO foi desenvolvido com o objetivo de apresentar um novo simulador genérico para processos dinâmicos que satisfaça os usuários, tanto acadêmicos, quanto de profissionais da indústria por meio de uma linguagem livre.	O EMSO pode ser usado em simulações estacionárias e dinâmicas, na estimação de parâmetros, reconciliação de dados, otimização estacionária e dinâmica, dentre outros. Sua interface gráfica facilita a comunicação com o usuário, tornando-o ágil e de fácil manuseio.		Amaral (2014).
BioWin	EnviroSIM	O BioWin é um simulador de processo dedicado que utiliza unidades de processo vinculadas para simular sistemas biológicos de tratamento de esgotos que use modelos biológicos, químicos e físicos. Foi desenvolvido como um aplicativo Microsoft Windows™ e é executado em um computador tipo IBM PC. (EnviroSIM).	No BioWin há vários recursos específicos da BioWin para modelagem hidráulica de ETES	O uso de sua licença é pago; modelos matemáticos do software não estão explicitamente disponíveis	Wett et al. (2010) e Jones et al. (2007).
EFOR	Kröger A/S and Emolet e Data Technical University of Denmark	O EFOR™ é uma ferramenta de software dedicada à modelagem de sistemas de tratamento de águas residuais, o que facilita a construção de uma ampla variedade de estações de tratamento de esgotos. Mesmo as estações de tratamento com uma operação complexa e dinâmica são facilmente descritas e simuladas com o EFOR™	No EFOR é possível realizar a simulação estática e dinâmica	O uso de sua licença é pago; Possui apenas um modelo matemático (ASM1)	-

FONTE: O autor (2021).

Um dos *softwares* de grande aplicação é o *Stoat WRc*. O *software Stoat.WRc 5.0 – Dynamic Modelling of Wastewater Treatment Plants* permite modelar, simular, analisar o comportamento hidráulico em estado dinâmico de pequenas, médias e grandes ETEs (WRC, 2012).

O *Stoat.WRc* foi desenvolvido pela empresa *WRc Company*, localizada no Reino Unido. Seu desenvolvimento teve início em 1988 como parte do Programa de Gerenciamento da Poluição Urbana do Reino Unido (*UK Urban Pollution Management – UPM*) e acabou definindo métodos padrões para modelar bacias hidrográficas, incluindo modelos de chuva, transporte e tratamento de esgotos e qualidade de rios. Ao longo dos anos, o *software* foi aprimorado por meio de novas versões, sendo a última (nº5) lançada em 2013 (WRC, 2012).

Entre 1990 e 1992, o *software* foi validado em relação à aplicação para dados de ETEs e integrou-se ao grupo de modelos utilizados e indicados pelo *UK UPM*, junto com os *softwares* *Mosquito* e *Mike 11*. O desenvolvimento contínuo do *software* permitiu a produção da primeira versão comercial lançada em novembro de 1994 (WRC, 2012).

O *Stoat WRc* é um ambiente modular de modelagem multiuso para a simulação de sistemas de tratamento de esgotos. Desde seu lançamento, o sistema é continuamente aperfeiçoado com adição de processos de calibração e otimização de rotinas automáticas.

No item a seguir, será apresentado os materiais e métodos desenvolvida para este trabalho.

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

O protocolo de modelagem adotado para o desenvolvimento do presente estudo foi o proposto por Rieger et al. (2012). As cinco etapas propostas pelo protocolo são:

1. **Definição de projeto:** Nesta etapa se definem o sistema a ser estudado e os objetivos a serem alcançados por meio da modelagem.
2. **Coleta e organização de dados:** O objetivo é coletar, analisar e organizar os dados do sistema que é escopo do estudo.
3. **Desenvolvimento do modelo:** O modelo é construído por meio da tradução de dados da realidade em uma descrição matemática simplificada.
4. **Calibração e validação do modelo:** O processo se inicia com a calibração do modelo e é finalizado quando os resultados obtidos são considerados aceitáveis, ou seja, com o nível de confiança requerido para atingir os objetivos do estudo.
5. **Simulação e interpretação dos resultados:** O modelo calibrado e validado é utilizado para executar as simulações. Esse passo inclui a definição e simulação de diferentes cenários. Então, os resultados obtidos são avaliados, interpretados e utilizados para o fim que se propõem.

De acordo com o protocolo estabelecido por Rieger et al. (2012) e com o intuito de propor alternativas de melhoria em processos hidráulicos dos reatores de lodos ativados de uma ETE existente, o presente estudo foi dividido em cinco etapas:

1. Seleção e caracterização de um sistema de lodos ativados por aeração prolongada no Brasil;
2. Aplicação do modelo à ETE selecionada;
3. Calibração e validação do modelo;
4. Simulação hidráulica do sistema de lodos ativados por aeração prolongada existente da ETE selecionada utilizando o *software Stoaat WRC*;
5. Proposição de melhorias no sistema de lodos ativados por aeração prolongada para a ETE escolhida.

### 3.1 SELEÇÃO DE UM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS POR AERAÇÃO PROLONGADA NO BRASIL

Dentre as diversas ETEs que operam com sistema de lodos ativados por aeração prolongada no Brasil, foi escolhida uma que atendessem aos seguintes critérios:

- Estivesse no mínimo há 2 anos em operação. Neste caso, todas as unidades do sistema já estariam consolidadas e executadas conforme previstos em projeto;
- Possuísse dados operacionais do sistema disponível a fim de possibilitar a caracterização da qualidade do esgoto bruto e tratado;
- A empresa responsável pela operação aprovasse a utilização dos dados e recebesse positivamente a proposição de melhorias que foram destacadas neste estudo;
- Possuísse dados de um contexto geral do SES, contendo as características relevantes em termos de sistema de esgotamento sanitário.

A partir da escolha da ETE, deu-se início à caracterização. As premissas de projeto foram verificadas e os dados de operação e os parâmetros de qualidade do efluente bruto e tratado foram coletados, conforme descrito no QUADRO 8. O período de coleta de dados foi de janeiro a setembro de 2019. As amostras para análises de qualidade foram coletadas mensalmente e analisadas em laboratório próprio da ETE.

QUADRO 8 – DADOS DA ETE SELECIONADA LEVANTADOS PARA A CONSTRUÇÃO DO MODELO E SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS

Local de Coleta	Parâmetros de Qualidade	Unidade
Entrada do sistema de lodos ativados	Vazão de operação	L.s <sup>-1</sup>
	Temperatura	°C
Entrada e saída do sistema de lodos ativados	DQO	mg.L <sup>-1</sup>
	DBO <sub>5</sub>	mg.L <sup>-1</sup>
	Nitrogênio Total (Ntotal)	mg.L <sup>-1</sup>
	Nitrogênio Amoniacoal (N-NO <sub>4</sub> )	mg.L <sup>-1</sup>
	Nitratos (N-NO <sub>3</sub> )	mg.L <sup>-1</sup>
	Nitritos (N-NO <sub>2</sub> )	mg.L <sup>-1</sup>
	OD	mg.L <sup>-1</sup>
Turbidez*	NTU	

\* Os dados de Turbidez foram coletados também na saída do decantador secundário.

FONTE: O autor (2021).

Os parâmetros de operação e de qualidade da ETE e do reator de lodos ativados foram analisados em termos de valores médios. A eficiência do sistema de

lodos ativados por aeração prolongada na ETE escolhida foi avaliada em termos de remoção de matéria carbonácea ( $DBO_5$  e DQO), turbidez e aumento de OD. Os dados coletados foram tratados estatisticamente com o auxílio do *software* Minitab®.

### 3.2 DESENVOLVIMENTO DO MODELO PARA ETE SELECIONADA

O desenvolvimento do modelo da ETE selecionada seguiu as seguintes etapas: premissas do modelo, construção do modelo a partir dos dados coletados, calibração e validação do modelo.

#### 3.2.1 Premissas do modelo

Para o desenvolvimento do modelo, as seguintes premissas foram consideradas:

- O reator foi tratado como um reator de fluxo contínuo de mistura completa;
- A hidrólise da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada é simultânea e com velocidades iguais;
- Não foi incluída a variável de alcalinidade;
- A captura da matéria orgânica particulada é considerada instantânea na biomassa;
- A cinética de remoção de fósforo não foi incluída no modelo.
- O modelo será considerado validado se atender os intervalos de erro descritos no QUADRO 9. Os critérios de sucesso foram baseados no descrito por Rieger et al. (2012).

QUADRO 9 – CRITÉRIOS DE VALIDAÇÃO DO MODELO

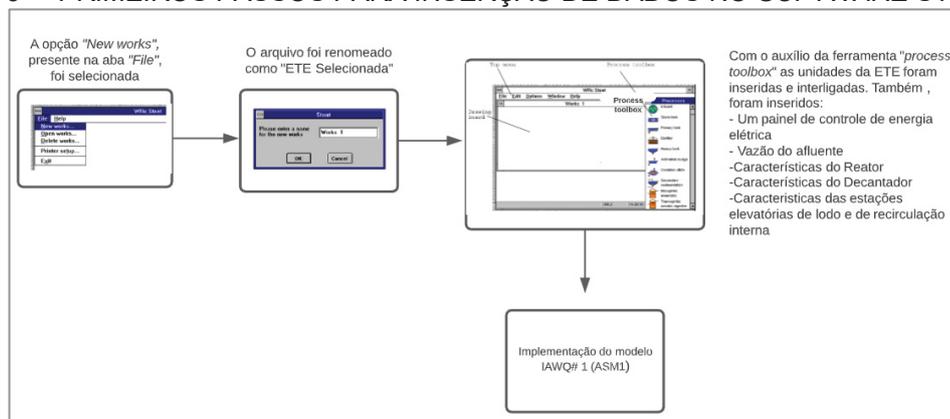
<b>Processo</b>	<b>Erro Aceitável</b>
Remoção de DQO	10%
Remoção de $DBO_5$	10%
OD	10%
Ntotal	2 mg.L <sup>-1</sup>
Amônia	1 mg.L <sup>-1</sup>

Fonte: Adaptado de RIEGER et al. (2012).

### 3.2.1 Construção do modelo

Neste estudo optou-se pelo uso do *software Stoaat WRc 5.0*, pois além de ser um *software* livre e gratuito, possui as ferramentas necessárias para calibrar, modelar, simular e até auxiliar as projeções das estações de tratamento de esgotos. Esse *software* é compatível sistema operacional Windows® (WRC, 2012). Após a instalação do *software* no computador, iniciou-se as atividades, seguindo as etapas iniciais descritas na FIGURA 9.

FIGURA 9 – PRIMEIROS PASSOS PARA INSERÇÃO DE DADOS NO SOFTWARE STOAAT WRC



Fonte: O autor (2021).

Com as unidades a serem avaliadas e outros parâmetros inseridos, o modelo *IAWQ #1* foi selecionado, pois ele corresponde ao modelo *ASM1* no *software*.

O método numérico utilizado foi o *ROCK2*, o qual fornece a solução numérica de um sistema de equações diferenciais ordinárias explícitas de primeira ordem e é baseado em uma família do método Runge-Kutta explícito de segunda ordem (ABDULLE; MEDOVIKOV, 2001).

Os parâmetros estequiométricos e cinéticos do *Stoaat WRc*, são os mesmos do modelo *ASM1*. O modelo considera temperaturas padrões de 10 °C e 20 °C para o esgoto bruto. No entanto, como a temperatura de referência das amostras coletadas foi diferente dos valores mencionados anteriormente, o *software* realizou as correções automaticamente, fazendo uso da equação (56).

$$\frac{K_{T_2}}{K_{T_1}} = \theta^{T_2 - T_1} \quad (56)$$

sendo:

$K_{T_2}$  = constante de reação para a temperatura 2.

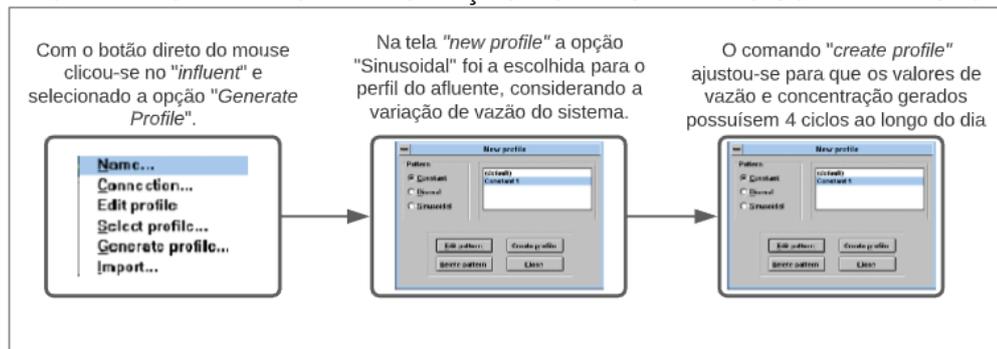
$K_{T_1}$  = constante de reação para a temperatura 1.

$\theta$  = coeficiente de temperatura (adimensional).

T = temperatura (°C).

Para a primeira simulação configurou-se o tratamento de esgoto sanitário equivalente ao período de um mês. Os dados horários, que inicialmente estavam configurados para 0,25 horas, foram modificados para intervalos de 1 em 1 hora com o objetivo de aprimorar a velocidade computacional da simulação. Em seguida, foi necessário configurar o efluente de chegada, ou seja, o esgoto bruto. Subsequentemente, para a criação do afluente da ETE no *software* foram seguidas as etapas descritas na FIGURA 10.

FIGURA 10 – PASSO A PASSO PARA CRIAÇÃO DO AFLUENTE NO SOFTWARE STOAT WRC



Fonte: O autor (2021).

Todos os parâmetros para os processos biológicos foram considerados. Contudo, os dados obtidos na ETE são expressos em termos de valores totais e, em contrapartida, o modelo ASM1 separa as diferentes frações de DQO e nitrogênio. Desse modo, foi necessário fazer uso de relações descritas por Von Sperling (2005) e Metcalf (2016), a fim de quantificar cada fração para o esgoto sanitário afluente da ETE. Os coeficientes adotados foram determinados a partir da média dos coeficientes descritos na literatura, conforme pode ser observado na TABELA 1.

TABELA 1 – RELAÇÕES DESCRITAS NA LITERATURA E RELAÇÕES ADOTADAS PARA DETERMINAÇÃO DAS FRAÇÕES DE DQO E NITROGÊNIO PARA O MODELO

Parâmetro	Relação	Valores descritos na literatura* (%)	Relação adotada (%)
DQO total (DQO <sub>t</sub> )	$DQO_t = DQO_b + DQO_{nb}$	-	-
DQO biodegradável (DQO <sub>b</sub> )	$DQO_b = DQO_{bs} + DQO_{bp}$	(Entre 61% e 85,75%) x DQO <sub>t</sub>	73,33 x DQO <sub>t</sub>
DQO não-biodegradável (DQO <sub>nb</sub> )	$DQO_{nb} = DQO_{nbs} + DQO_{nbp}$	(Entre 19,5 e 34) x DQO <sub>t</sub>	26,67 x DQO <sub>t</sub>
DQO solúvel (DQO <sub>s</sub> )	$DQO_s = DQO_{bs} + DQO_{nbs}$	(Entre 50 e 70) x DQO <sub>t</sub>	60 x DQO <sub>t</sub>
DQO particulada (DQO <sub>p</sub> )	$DQO_p = DQO_{bp} + DQO_{nbp}$	(Entre 30 e 50) x DQO <sub>t</sub>	40 x DQO <sub>t</sub>
Nitrogênio total (N <sub>t</sub> )	$N_t = NH_4 + NO_t + NO_3 + NO_2$	-	-
Nitrogênio orgânico total (NO <sub>t</sub> )	$NO_t = NO_b + NO_{nb}$	(90 e 98) X NO <sub>t</sub>	95 x NO <sub>t</sub>
Nitrogênio orgânico biodegradável (NO <sub>b</sub> )	$NO_b = NO_{bs} + NO_{bp}$	(1 e 8) X NO <sub>t</sub>	5 x NO <sub>t</sub>
Nitrogênio orgânico não-biodegradável (NO <sub>nb</sub> )	$NO_{nb} = NO_{nbs} + NO_{nbp}$	-	-

FONTE: Adaptado de VON SPERLING (2005) e METCALF (2016).

Para os decantadores, nos casos em que os dados não estavam disponíveis, considerou-se que a velocidade máxima de sedimentação era igual à velocidade de sedimentação da interface. Também, foi considerado que parâmetro de clarificação é usualmente entre 10 a 100 vezes maior do que o parâmetro de sedimentação zonal (WRC STOAT, 2012).

A faixa de sedimentabilidade foi avaliada pelos responsáveis pela ETE durante a visita, de acordo com a classificação: ótima, boa, média, ruim e péssima. A partir da classificação realizada pelos responsáveis da ETE e fazendo uso da TABELA 2, determinou-se os e valores dos coeficientes  $v_{sed}$ , CSS, m e n, que seriam adotados neste estudo para o modelo ASM1.

TABELA 2 - FAIXAS DE SEDIMENTABILIDADE DE DECANTADORES SECUNDÁRIOS E SUAS RESPECTIVAS VELOCIDADES DE SEDIMENTAÇÃO E FLUXO LIMITE

Sedimentabilidade	Velocidade de sedimentação (m.h <sup>-1</sup> )		Fluxo limite (kg.m <sup>-2</sup> .h)	
	$v_{sed} = v_{sed_0} \times e^{-K_{sed} \cdot CSS}$		$G_L = m \times \left(\frac{Q_r}{A}\right)^n$	
	$v_{sed}$ (m.h <sup>-1</sup> )	$K_{sed}$ (m <sup>3</sup> .kg <sup>-1</sup> )	M	n
Ótima	10,0	0,27	14,79	0,64

Sedimentabilidade	Velocidade de sedimentação (m.h <sup>-1</sup> )		Fluxo limite (kg.m <sup>-2</sup> .h)	
	$v_{sed} = v_{sed_0} \times e^{-K_{sed} \cdot CSS}$		$G_L = m \times \left(\frac{Q_r}{A}\right)^n$	
	$v_{sed}$ (m.h <sup>-1</sup> )	$K_{sed}$ (m <sup>3</sup> .kg <sup>-1</sup> )	M	n
Boa	9,0	0,35	11,77	0,70
Média	8,6	0,50	8,41	0,72
Ruim	6,2	0,67	6,26	0,69
Péssima	5,6	0,73	5,37	0,69

FONTE: VON SPERLING (2016).

### 3.2.2 Calibração do modelo

A calibração é uma das etapas mais importantes da modelagem, pois é por meio dela que o modelo é aproximado do comportamento real do sistema. A primeira calibração foi realizada utilizando os dados de entrada da ETE real, mas sem alterar os coeficientes adotados pelo *software*, os quais podem ser observados no QUADRO 10. A partir da primeira corrida, os parâmetros foram alterados até que as proposições do modelo se aproximassem dos dados reais. Inicialmente, para alguns coeficientes, a ferramenta de análise de sensibilidade disponível no *software* foi utilizada. A análise de sensibilidade é definida como uma função que investiga as variações do modelo ao alterar um parâmetro enquanto todos os outros são mantidos constantes. Dessa forma, podem-se determinar quais eram os elementos mais sensíveis, os que não eram sensíveis e aqueles que tiveram efeito desprezível sobre o modelo.

Por meio da análise de sensibilidade, os parâmetros mais relevantes para o modelo ASM1 foram considerados. Dessa maneira, todos os coeficientes cinéticos foram analisados em função dos parâmetros de DQO total, nitrogênio total, amônia e oxigênio dissolvido. Com essa metodologia obteve-se intervalos de valores dos coeficientes dos indicadores avaliados, os quais foram utilizados para calibrar do modelo.

Existem dois métodos possíveis para calibrar um modelo. O primeiro é calibrar cada processo individualmente e, em seguida, verificar o modelo como um todo. O segundo é analisar o modelo inteiro e calibrar cada processo de montante para jusante. A primeira abordagem exige que cada processo seja construído como um modelo individual e com isso há a garantia que cada processo não será afetado pelas diferenças de modelagem a montante. O segundo método requer a execução de todo o modelo para calibrar um único processo, mas é mais apropriado quando os dados

de um fluxo de reciclagem foram medidos à montante. A escolha do método dependerá do layout da obra e do nível de dados coletados na ETE selecionada. Para este trabalho, a primeira abordagem foi adotada, ou seja, cada processo foi considerado como um modelo individual para calibração.

QUADRO 10 – VALORES INICIAIS DOS COEFICIENTES ADOTADOS PELO SOFTWARE NO REATOR

Processo	Parâmetro	Unidade	Valor adotado pelo software
Crescimento	Taxa de crescimento da biomassa heterotrófica a 15 °C	$h^{-1}$	0,1768
	Coefficiente de temperatura para biomassa heterotrófica	$^{\circ}C^{-1}$	0,06393
	Taxa de crescimento da biomassa autotrófica a 15 °C	$h^{-1}$	0,0207
	Coefficiente de temperatura para biomassa autotrófica	$^{\circ}C^{-1}$	0,1006
Decaimento	Taxa de decaimento da biomassa heterotrófica a 15 °C	$h^{-1}$	0,0147
	Coefficiente de temperatura para biomassa heterotrófica	$^{\circ}C^{-1}$	0,1131
	Taxa de decaimento da biomassa autotrófica a 15 °C	$h^{-1}$	0,0036
	Coefficiente de temperatura para biomassa autotrófica	$^{\circ}C^{-1}$	0,1099
Amonificação	Taxa específica de amonificação a 15° C	$h^{-1}$	0,0024
	Coefficiente de temperatura de amonificação	$^{\circ}C^{-1}$	0,0693
Hidrólise	Taxa específica de hidrólise a 15° C	$h^{-1}$	0,0722
	Coefficiente de temperatura de hidrólise	$^{\circ}C^{-1}$	0,1099
Limitação do Crescimento	Coefficiente de saturação de substrato para biomassa heterotrófica	$mgDQO.L^{-1}$	20
	Coefficiente de saturação de oxigênio para biomassa heterotrófica	$mgO_2.L^{-1}$	0,2
	Coefficiente de saturação de nitrato para biomassa heterotrófica	$mgN.L^{-1}$	0,5
	Coefficiente de saturação de amônia para biomassa autotrófica	$mgN.L^{-1}$	1
	Coefficiente de saturação de oxigênio para biomassa autotrófica	$mgO_2.L^{-1}$	0,4
	Coefficiente de saturação para substrato lentamente biodegradável	-	0,0173
	Coefficiente de temperatura de hidrólise	$^{\circ}C^{-1}$	0,1099
Rendimento	Rendimento heterotrófico (DQO/DQO oxidada)	$mg DQO.mgDQO^{-1}$	0,67
	Rendimento autotrófico (massa celular formada/DQO oxidada)	$mg DQO.mgDQO^{-1}$	0,24
Condição Anóxica	Fator de correção para (mi)H: Crescimento em condição anóxica	-	0,8

Processo	Parâmetro	Unidade	Valor adotado pelo software
	Fator de correção para (mi)H: Hidrólise em condição anóxica	-	0,4
Remoção de material Nitrogenado	Concentração de Nitrogênio na biomassa (massa de N/massa da biomassa)	g N.g DQO <sup>-1</sup>	0,086
	Concentração de Nitrogênio no produto da biomassa (massa de N/massa de produto da biomassa)	g N.g DQO <sup>-1</sup>	0,06
	Fração da biomassa que resulta em produtos particulados	g N.g DQO <sup>-1</sup>	0,08

FONTE: O autor (2021).

### 3.2.4 Validação do modelo

Os dados foram coletados no mês de outubro de 2019 e utilizados especificamente para a validação do modelo. Importante complementar que esses dados não foram usados para a calibração do modelo hidráulico.

Os dados de entrada no sistema foram inseridos conforme os dados coletados no mês de outubro de 2019 e a validação consistiu primordialmente em comparar os dados de saída do sistema reais os dados de saída modelados.

O critério de sucesso para validação do modelo foi adotado conforme premissas apresentadas no QUADRO 9.

## 3.3 SIMULAÇÃO E PROPOSIÇÃO DE MELHORIAS NO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS SOB AERAÇÃO PROLONGADA DA ETE ESCOLHIDA

As melhorias propostas ao sistema que consistiu em otimizar a eficiência do sistema de lodos ativados da ETE estudada, foram baseadas: (I) na avaliação do processo durante a visita; (II) na análise dos dados coletados do sistema e, principalmente, (III) nos resultados obtidos na modelagem, simulação e calibração do sistema.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

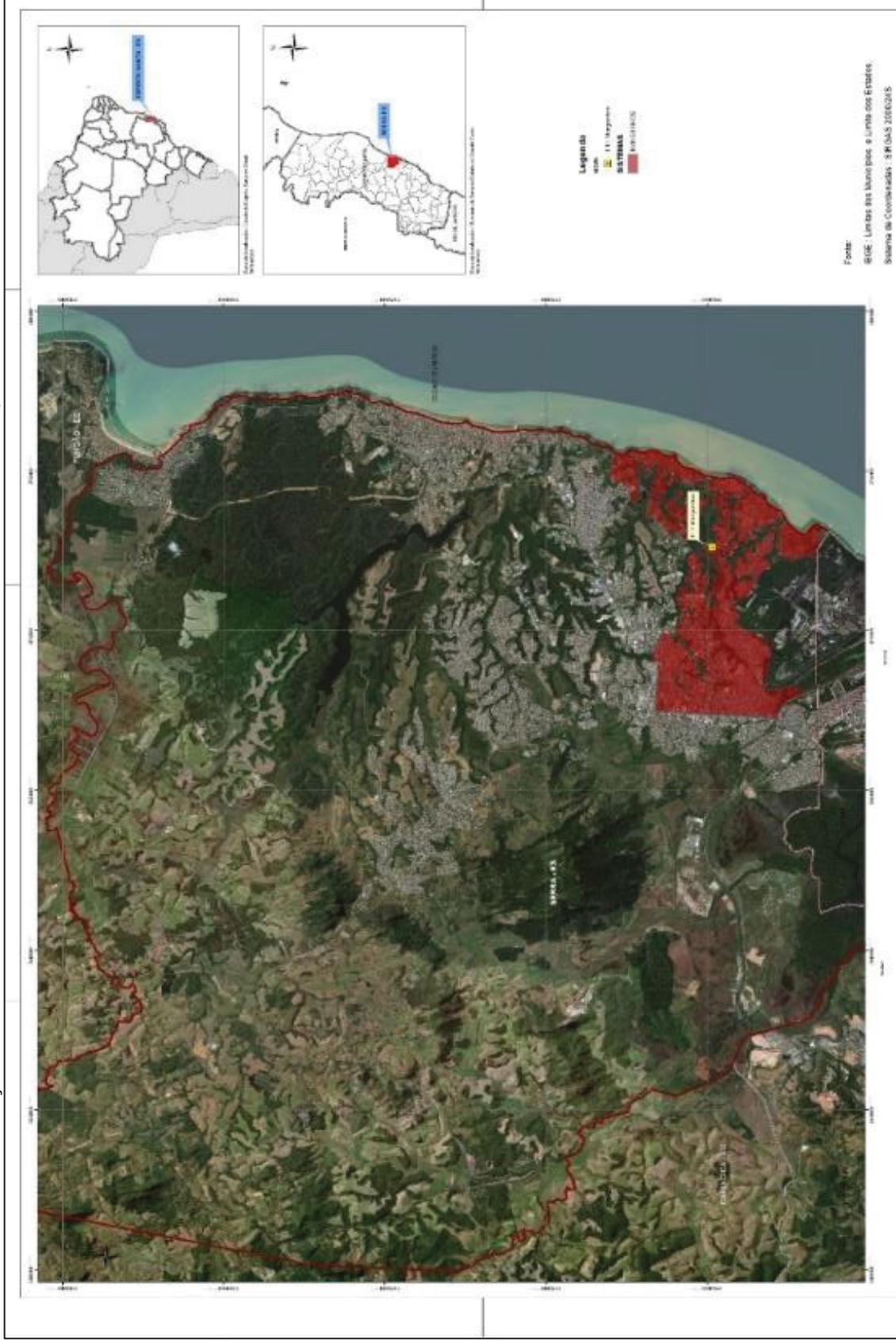
De acordo com as definições realizadas e a metodologia detalhada na seção 3, nos itens a seguir são apresentados os resultados e discussões.

### 4.1 SELEÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS POR SISTEMA DE LODOS ATIVADOS E AERAÇÃO PROLONGADA

A ETE que se enquadrou nos critérios para o estudo de caso foi a ETE Manguinhos. O sistema de tratamento de esgoto de Manguinhos entrou em operação no ano de 2010, sendo a empresa Odebrecht Ambiental a responsável pela operação até o ano de 2014. A Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN) é a empresa encarregada pela operação e implantação de melhorias do sistema até o ano de 2023. A partir de 2023, a operação será assumida, por meio de concessão privada, pela empresa Serra Ambiental pertencente ao grupo AEGEA, a qual terá controle da operação do sistema até o ano de 2049.

O sistema de esgotamento sanitário (SES) de Manguinhos localiza-se na Avenida Brasil (Longitude UTM 372.621mE e Latitude UTM 7.764.836mS, Zona 24) no município de Serra, no estado do Espírito Santo (BR) e possui uma área de aproximadamente 1.058 hectares (FIGURA 11). O sistema abrange 49 sub-bacias e possui 196.414 metros implantados de rede coletora de esgotos, 32 estações elevatórias de esgoto (EEEs) em operação e a ETE Manguinhos.

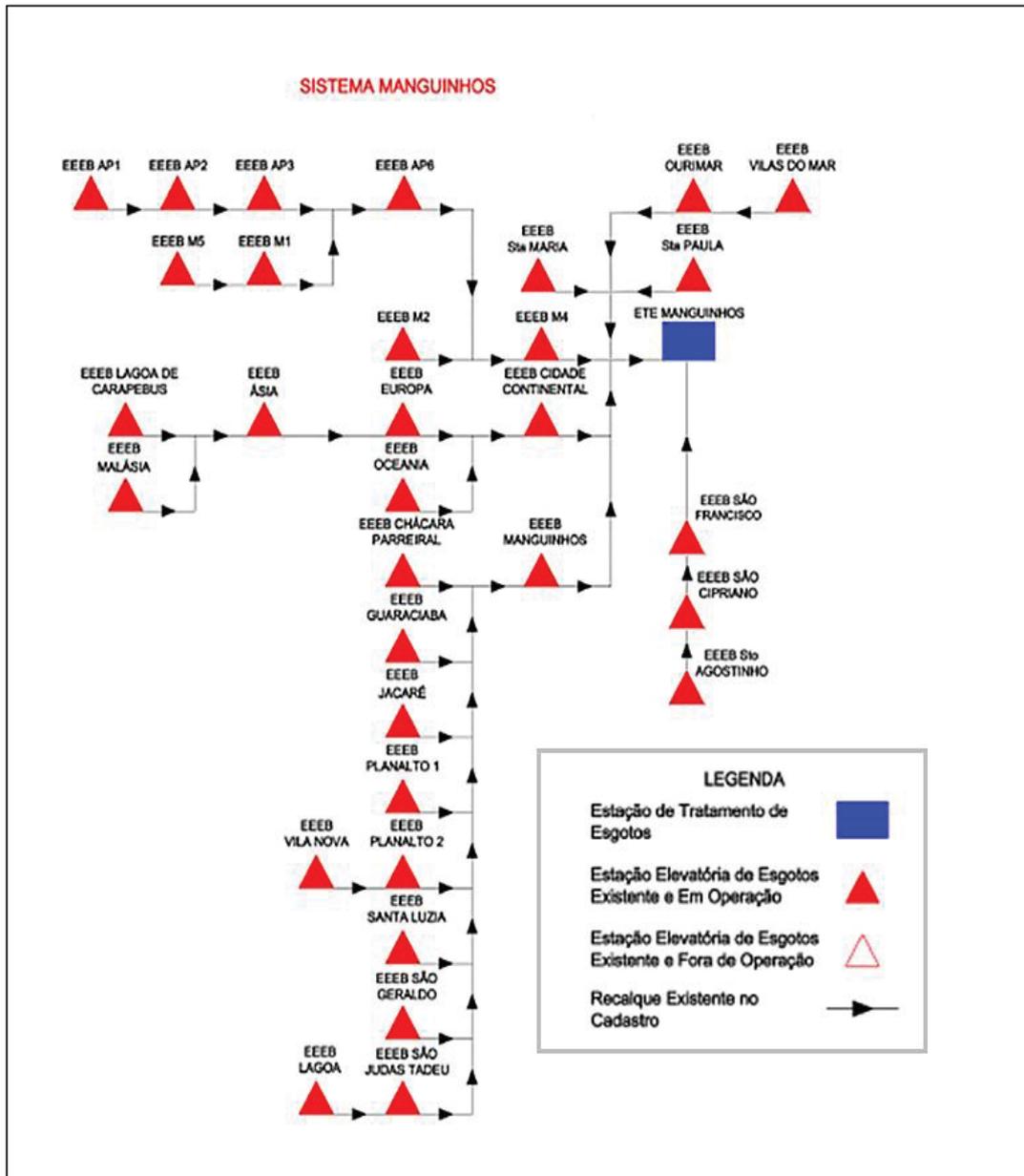
FIGURA 11 – DELIMITAÇÃO DO SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DE MANGUINHOS, SITUADO NO MUNICÍPIO DE SERRA/ES



FONTE: Adaptado pelo SOFTWARE QUANTUMGIS (2019).

Na FIGURA 12, é apresentado resumidamente o diagrama das estações elevatórias de esgoto (EEEs) que bombeiam o esgoto sanitário até a ETE Manguinhos. O esgoto sanitário afluente, chega à ETE Manguinhos por bombeamento por 4 estações elevatórias EEEB - M4, EEEB - Vilas do Mar, EEEB – Cidade Continental e EEEB – Manguinhos, conforme apresentado na FIGURA 12.

FIGURA 12 – DIAGRAMA DO SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO DE MANGUINHOS



FONTE: SERRA AMBIENTAL (2015).

A ETE Manguinhos ocupa uma área total de 3,05 hectares (aproximadamente 0,3% da área do SES), sendo o seu perímetro integralmente delimitado por cerca e com toda a área com iluminação por postes e refletores. Ela opera 24 horas por dia e

possui um operador em cada turno (3 turnos por dia) e um supervisor. Aos fundos do terreno há uma área para ampliação futura da ETE.

A FIGURA 13 exhibe a o *layout* da ETE, com suas principais unidades de tratamento, a delimitação de sua área e sua imagem aérea. O corpo receptor do efluente da ETE Manguinhos é o Córrego Manguinhos (Longitude UTM 372.407mE e Latitude UTM 7.765.271mS, Zona 24), que é um rio doce Classe 2 de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005).

FIGURA 13 – LAYOUT, DELIMITAÇÃO DA ÁREA E VISTA AÉREA DA ETE MANGUINHOS



FONTE: GOOGLE EARTH (2019) e SERRA AMBIENTAL (2015).

As principais unidades componentes da ETE Manguinhos são:

- I. Casa de operação: composta pelo laboratório, banheiro, vestiário, cozinha e depósito).
- II. Tratamento preliminar: gradeamento manual, desarenador do tipo ciclônico e calha Parshall.
- III. Tratamento biológico: sistema de lodos ativados de aeração prolongada, o qual opera em série e contém tanques de aeração e decantadores secundários.
- IV. Adensador de lodo: centrífugas)
- V. Desinfecção por ultravioleta (UV), e calha Parshall na saída do efluente tratado.

A unidade de tratamento de Manguinhos foi arquitetada para atender uma população de 66.035 habitantes. O projeto da ETE foi elaborado em 2006, o qual seguiu as determinações da versão da norma ABNT NBR 12.209 publicada no ano de 1994. Essa versão recomenda que o dimensionamento das estações elevatórias de esgoto bruto, canalizações, medidores de vazão, dispositivos de entrada, saída e

tratamento preliminar deviam ser dimensionados usando como base a vazão máxima do sistema. Também, as demais unidades deveriam ser dimensionadas de acordo com a vazão média, recomendação válida também para a norma presente, estabelecida no ano de 2011. Os parâmetros e as eficiências previstas na concepção do projeto apresentam-se na TABELA 3 e TABELA 4, respectivamente.

TABELA 3 – PARÂMETROS DE PROJETO DA ETE MANGUINHOS

Parâmetro	Unidade	Projeto
Vazão mínima de entrada na ETE	L.s <sup>-1</sup>	61,3
Vazão média de entrada na ETE	L.s <sup>-1</sup>	111
Vazão máxima de entrada na ETE	L.s <sup>-1</sup>	190,1
Carga de DBO <sub>5</sub>	kg.dia <sup>-1</sup>	2.707
Carga de DQO	kg.dia <sup>-1</sup>	5.415

FONTE: O autor (2021).

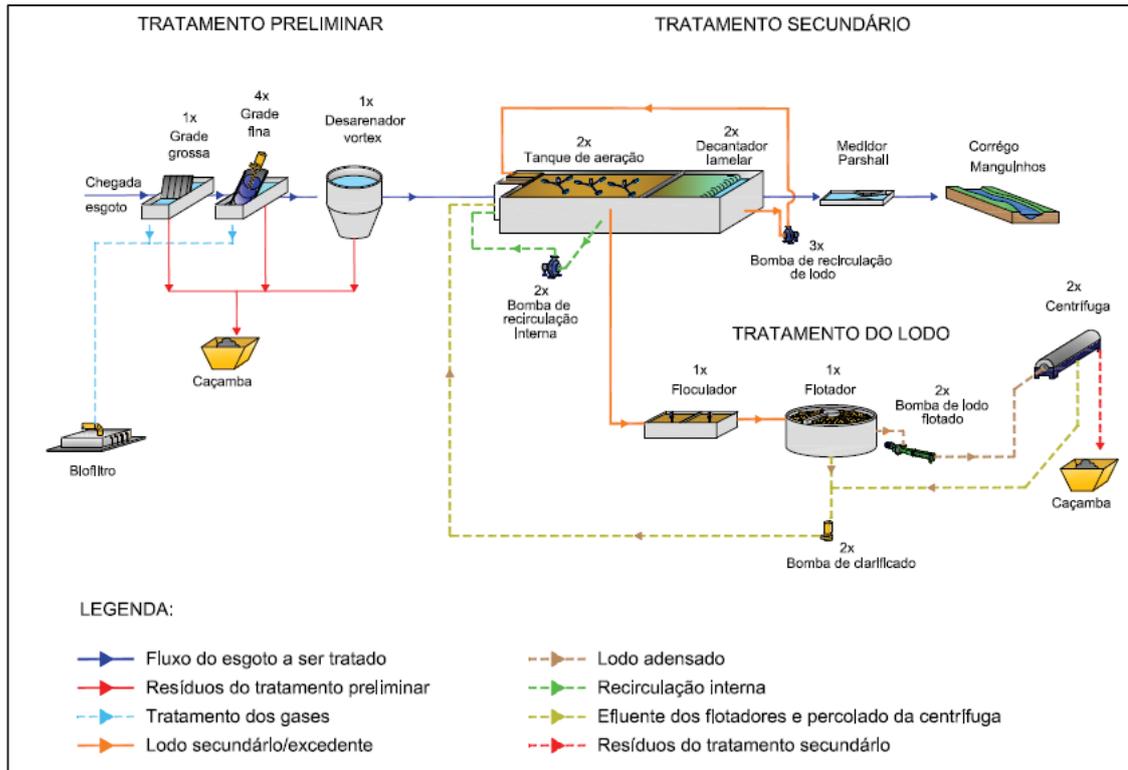
TABELA 4 – EFICIÊNCIAS PREVISTAS NA CONCEPÇÃO DO PROJETO

Processo	Eficiência Projetada
Remoção dos sólidos grosseiros no gradeamento	67,00%
Remoção de SST	93,92%
Remoção de DBO <sub>5</sub>	95,50%
Remoção mínima de DBO <sub>5</sub>	90,00%
Remoção de DQO	85,00%
Remoção de Nitrogênio Total	84,62%

FONTE: O autor (2021).

Na FIGURA 14, observa-se o fluxograma da ETE Manguinhos. O processo se inicia com a entrada do esgoto bruto no sistema por meio de 3 canais e segue para o tratamento preliminar. Os equipamentos do tratamento preliminar foram construídos elevados com o intuito de assegurar que todo o fluxo ao longo das unidades da ETE Manguinhos seja por gravidade e os sólidos retidos nas grades sejam transportados por uma correia até uma caçamba. Nos três canais de entrada estão instaladas grades grossas com abertura de 5 cm. Posteriormente, há uma peneira automatizada com abertura de 3 mm que atualmente se encontra desativada e sem condições de recuperação. Um dos três canais foi projetado para ser reserva, no qual foi instalada uma grade de limpeza manual, com abertura de 10 mm.

FIGURA 14 – FLUXOGRAMA ETE MANGUINHOS



FONTE: SERRA AMBIENTAL (2015).

Após o gradeamento, o esgoto sanitário é encaminhado ao sistema de desarenação e remoção de gordura (não indicados na FIGURA 14). A areia acumulada no fundo do desarenador é removida por parafuso tipo rosca sem fim e acondicionado em caçamba. Após a desarenação e a remoção de gordura, o esgoto é encaminhado para o sistema de lodos ativados (FIGURA 15) por meio de duas câmaras de partição de vazões, sendo uma para cada tanque de aerção.

O desarenador possui fluxo induzido por uma turbina instalada no fundo do tanque. Quando há areia retida no fundo do tanque, existe o risco de ocorrer o travamento da turbina, impossibilitando o funcionamento do equipamento. A areia retida no tanque é removida para uma caixa ao nível do fundo de desarenador. Posteriormente, o material é transportado para uma caçamba. Durante a visita, verificou-se que esse sistema é inoperável e que areia do desarenador é retirada por caminhões tipo limpa fossa.

A ETE Manguinhos foi projetada como um sistema de lodo ativados operando com aeração intermitente, ou seja, sem zonas anóxicas em separado. Segundo relatos dos colaboradores da ETE, ela funcionou até 2015 conforme o projeto inicial. Posteriormente, em vista de alguns problemas operacionais, o processo biológico foi

modificado com a implantação de câmara anóxica na parte inicial dos reatores biológicos objetivando a remoção de material nitrogenado.

As câmaras de partição de vazão de cada tanque de aeração recebem também as correntes de recirculação interna do tanque de aeração. As câmaras foram projetadas para atender capacidade nominal de 100 a 200% da vazão média da ETE, ou seja,  $222 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  ( $799,2 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ ). A soma de vazões é distribuída junto ao fundo do tanque de aeração mediante uma tubulação perfurada sob diâmetro nominal (DN) de 600 mm.

Com o propósito de maximizar a remoção de nitrogênio, o lodo interno é recirculado por meio da estação elevatória de recirculação interna. Ele é transportado a partir da saída do reator (parte aeróbia) até a entrada do sistema, localizada na câmara de partição. A estação elevatória de recirculação interna de lodo possui duas bombas, sendo uma em operação e outra reserva, cada uma com capacidade unitária de vazão de  $165 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  ( $594 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ ). Ambas possuem inversores de frequência para flexibilizar a operação. As bombas operam sob vazão de  $85 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  ( $306 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ ), e o lodo é transportado até o início do sistema por meio de uma tubulação de DN de 400 mm. O excesso de lodos é removido do processo e encaminhado ao tratamento de lodos (fase sólida) por meio de uma tubulação de DN de 150 mm.

FIGURA 15 – À ESQUERDA VISTA GERAL DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS POR AERAÇÃO PROLONGADA E À DIREITA SEUS DOIS REATORES EXISTENTES EM OPERAÇÃO DA ETE MANGUINHOS



FONTE: O autor (2019).

As bombas das estações elevatórias de lodo interno e secundário operam intercaladamente a fim de garantir a preservação da vida útil de ambas. Além disso, a bomba reserva é necessária em casos de eventuais problemas que podem ocorrer

com a bomba em operação, como também em momentos em que ocorrem os picos de vazão.

A aeração no sistema de lodos ativados da ETE Manguinhos é realizada por meio de aeradores mecanizados submersos, os quais transferem oxigênio na faixa de 1 a 1,2  $\text{kgO}_2.\text{kW}^{-1}$  por aerador. O sistema de aeração é composto por 19 aeradores mecânicos, os quais estão distribuídos de forma inadequada, pois um tanque contém 10 e o outro 9 aeradores. O tempo de aeração e a idade do lodo previstos em projeto são de 12,35 horas e 18,7 dias, respectivamente.

Após o tratamento nos reatores de lodos ativados, o esgoto segue para os decantadores secundários. Cada decantador possui vazão unitária de  $56 \text{ L.s}^{-1}$  ( $201,6 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ ), totalizando uma capacidade de tratamento a uma vazão de aproximadamente  $111,0 \text{ L.s}^{-1}$  ( $399,6 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ ). Os decantadores são do tipo lamelares, conforme pode ser observado na FIGURA 16. Nesse modelo de decantador, o efluente é recolhido em calhas, obtidas por intervenção em tubos perfurados originalmente implantados na superfície.

De acordo com o time operacional da ETE, os decantadores lamelares frequentemente apresentam disfunções como, por exemplo, a constante perda de sólidos suspensos. Deve-se ressaltar que esse modelo de decantadores possui um aspecto negativo quanto à manutenção, pois requer limpeza periódica das lamelas. Para isso, é necessário interromper o funcionamento de um dos decantadores, o que pode ser prejudicial à qualidade do efluente por sobrecarregar o único decantador em operação. Além disso, foi possível notar que os tubos perfurados dos decantadores apresentavam entupimentos.

O lodo sedimentado no fundo de cada decantador é removido por 3 tubulações perfuradas e encaminhado para a caixa distribuidora de vazão dos reatores. Essa configuração permite que, independentemente de qual seja a situação de operação dos decantadores, sempre ocorrerá a mistura total dos lodos retornados com o efluente a ser tratado.

O lodo que retorna ao reator é transportado por meio de uma tubulação de ferro dúctil de DN de 300 mm. O lodo é bombeado com auxílio da estação elevatória de recirculação de lodos secundários (FIGURA 16). Esse processo tem a finalidade de aumentar a eficiência do sistema, pois o lodo depositado no fundo do decantador secundário possui elevada concentração de microrganismos, os quais são capazes de estabilizar a matéria orgânica no reator.

FIGURA 16 – À ESQUERDA, DECANTADOR SECUNDÁRIO LAMELAR E À DIREITA A ESTAÇÃO ELEVATÓRIA DE RECIRCULAÇÃO DO LODO SECUNDÁRIO



FONTE: O autor (2019).

A estação elevatória de recirculação de lodos secundários possui 3 bombas, duas delas operando a uma vazão de  $52 \text{ L.s}^{-1}$  ( $187,2 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ ) no total, e uma reserva (02+01R). As bombas possuem altura manométrica de 6,5 metros de coluna da água (mca), uma capacidade unitária de vazão de  $47 \text{ L.s}^{-1}$  ( $169,2 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ ) e inversores de frequência, o que torna a operação flexível. As bombas operam em conjunto a uma vazão de  $52 \text{ L.s}^{-1}$ .

Após passar pelos decantadores secundários, o esgoto tratado segue por uma calha Parshall, que contém medidores de vazões, até o sistema de desinfecção por ultravioleta (UV). Em seguida, o esgoto é lançado no corpo receptor por meio de uma tubulação de concreto, com DN de 800 mm, instalada na saída do canal da desinfecção (última etapa de tratamento). O efluente tratado é transportado por gravidade, sob declividade de 3% até o Córrego Manguinhos.

Durante a visita e ao analisar as figuras apresentadas, pode-se julgar o estado de conservação da ETE Manguinhos como bom, tanto do ponto de vista das construções civis como da limpeza e urbanização. Ela não apresenta odores em excesso, sendo que um dos fatores que contribuem para isso é a cobertura presente no gradeamento. Contudo, conforme apresentado na FIGURA 15, verifica-se a presença de espumas pretas nos reatores as quais, segundo os operadores, formam-se recorrentemente. De acordo com Von Sperling (2014), uma possível causa para isso pode ser o excesso de bactérias filamentosas, que congregam bolhas de ar, formando uma espuma espessa e escura devido aos SSTA que se agrupam na mesma. A presença excessiva desses microrganismos está conectada com a baixa disponibilidade de OD no reator. No QUADRO 11, são expostos os dados pertencentes a ETE Manguinhos.

QUADRO 11 – RESUMO DAS UNIDADES EXISTENTES DA ETE MANGUINHOS

Fase de Tratamento	Unidade de tratamento	Descrição do Parâmetro	Valor	Unidade	
Líquida	Gradeamento (preliminar)	Grade grossa manual	Quantidade Espessura da Barra Inclinação da grade das barras Espaçamento entre barras Quantidade	Und ” ° mm Und	
		Desarenador Mecanizado Tipo Vortex	Material Diâmetro Altura útil Potência da ponte raspadora Quantidade	- m m kW Und	
Líquida	Biológico (tratamento secundário)	Tanques de aeração	Comprimento	72,9	m
			Comprimento do compartimento anóxico	14,25	m
			Largura	8	m
			Altura útil	4,5	m
			Altura total	5,1	m
			Volume útil/tanque	2624,4	m <sup>3</sup>
			Volume útil total	5248,8	m <sup>3</sup>
			Tipo de aeração	Mecanizada	-
			Número de aeradores por tanque	10 e 9	Und
			Marca	Higra	-
			Modelo	Aerador submerso Tornado – 20	-
			Potência instalada unitária	20	cv
			Potência instalada total	380	cv
Decantadores secundários	Decantadores secundários	Quantidade	2	Und	
		Tipo	Lamelar	-	
		Comprimento	14,2	m	
		Largura	8	m	
		Altura útil	4,5	m	
		Altura total	5	m	
		Volume útil unitário	511,2	m <sup>3</sup>	
		Volume útil total	1.022,40	m <sup>3</sup>	
		Número de bombas	3	Und	
		Tipo de bomba	Centrifuga	-	
Elevatória de recirculação de lodo secundário	Elevatória de recirculação de lodo secundário	Marca	ACANPUMP	-	
		Modelo	BA 150/150-32	-	
		Vazão por bomba	169,2	m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup>	
		Potência do motor	5,5	kW	

Fase de Tratamento	Unidade de tratamento	Descrição do Parâmetro	Valor	Unidade	
Sólida	Elevatória de recirculação interna de lodo	Número de bombas	2	Und	
		Tipo de bomba	Centrifuga	-	
	Elevatória de lodo adensado	Marca	ABS	-	
		Modelo	AFP 2015 M160/6-B	-	
	Adensador	Vazão por bomba	594	m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup>	
		Potência do motor	16	kW	
	Adensamento	Adensador	Quantidade	2	Und
			Diâmetro	6,6	m
			Altura útil	3,2	m
			Área	34,19	m <sup>2</sup>
			Volume	123	m <sup>3</sup>
			Ponte Raspadora	SFW EURODRIVE	-
			Potência	0,15	kW
			Número de bombas	2	Und
			Modelo	NM 038 BY 01L06B	-
			Potência do motor	2,2	kW
	Desidratação	Decanter centrífugo	Quantidade	2	Und
			Fabricante	Pieralisi	-
			Modelo	Baby 3	-
			Vazão	4	m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup>
	Capacidade		120	kgSST/h <sup>-1</sup>	

FONTE: O autor (2021).

## 4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE QUALIDADE DE ESGOTO DA ETE MANGUINHOS

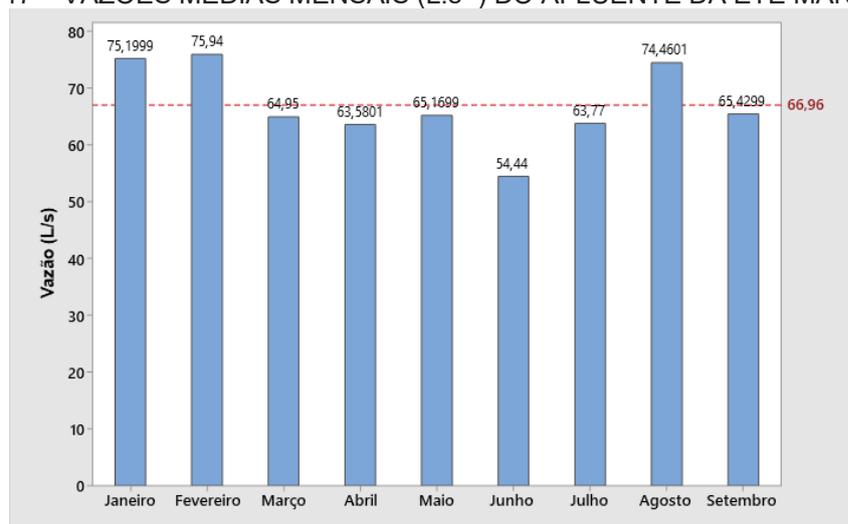
Na TABELA 5, apresenta-se a estatística descritiva para os dados de vazão do afluyente coletado e as vazões médias mensais podem ser avaliadas na FIGURA 17.

TABELA 5 – VARIAÇÕES MÉDIA, DESVIO PADRÃO, MÍNIMAS, MEDIANAS E MÁXIMAS DAS VAZÕES (L.s<sup>-1</sup>) EM CADA MÊS DA ETE MANGUINHOS E SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA (IC) DE 95%

Período	Média (L.s <sup>-1</sup> )	Desvio Padrão	Mínimo (L.s <sup>-1</sup> )	Mediana (L.s <sup>-1</sup> )	Máximo (L.s <sup>-1</sup> )	95% IC para média
Janeiro	75,2	6,01	63,28	74,23	86,29	(73,00; 77,40)
Fevereiro	75,94	18,27	51,93	71,18	130,32	(68,85; 83,03)
Março	64,95	13,66	32,92	68,29	87,77	(59,94; 69,96)
Abril	63,58	18,56	22,6	66,87	98,69	(56,65; 70,51)
Maio	65,17	11,51	37,49	66,7	93,69	(60,95; 69,39)
Junho	54,44	21,03	21,29	49,43	89,49	(46,59; 62,29)
Julho	63,77	4,151	56,394	63,346	79,098	(62,247; 65,293)
Agosto	74,46	12,84	48,19	75,74	106,4	(69,75; 79,17)
Setembro	65,43	9,25	40,74	67,27	84,33	(61,98; 68,88)
<b>Período Total</b>	<b>66,96</b>	<b>15,12</b>	<b>21,29</b>	<b>68,355</b>	<b>130,32</b>	<b>(65,157; 68,761)</b>

FONTES: O autor (2021).

FIGURA 17 – VAZÕES MÉDIAS MENSAIS (L.s<sup>-1</sup>) DO AFLUYENTE DA ETE MANGUINHOS



FONTES: O autor (2021).

Conforme apresentado na TABELA 5, verifica-se que a vazão média do período é de 66,96 L.s<sup>-1</sup> apesar do sistema possuir capacidade média de vazão projetada de

111 L.s<sup>-1</sup>. Ou seja, em termos de vazão, opera-se abaixo da capacidade projetada. No período avaliado, o mês com menor vazão é o de junho, com vazão média 54,44 L.s<sup>-1</sup> e os meses com maior vazão foram os meses de janeiro e fevereiro, com vazão média de 75,2 L.s<sup>-1</sup> e 75,94 L.s<sup>-1</sup>, respectivamente.

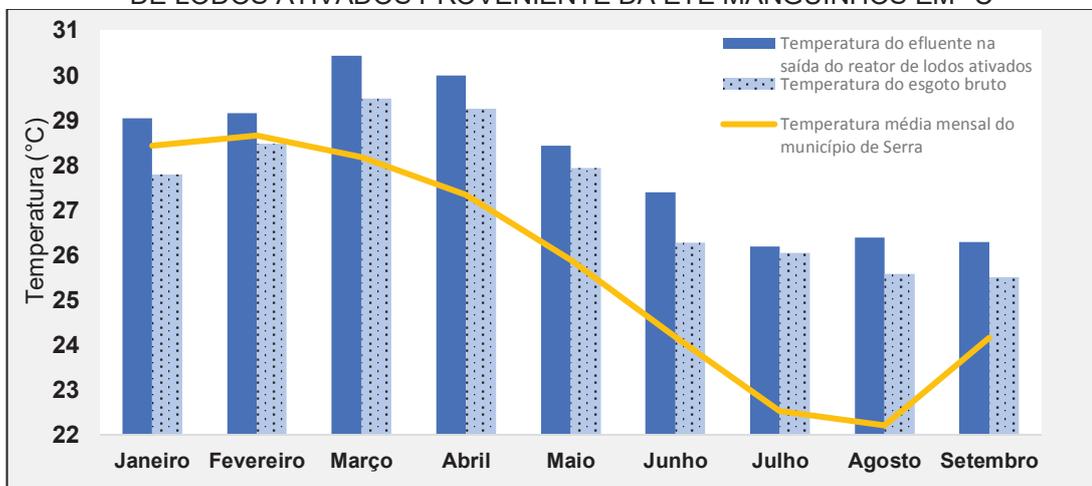
As médias de temperaturas coletadas estão expressas na TABELA 6 e a sua representação gráfica pode ser vista na FIGURA 18. A temperatura ambiente média da mesma estação pluviométrica foi de 25,73°C, sendo a temperatura mínima e máxima iguais a 22,21 e 28,65°C, respectivamente. Os resultados na entrada do reator variaram entre 25,5 e 29,5°C obtendo-se um valor médio de 27,4°C. No que tange aos valores de temperatura do esgoto na saída dos reatores, variaram entre 26,2 e 30,4°C obtendo-se um valor médio de 28,1°C.

TABELA 6 – TEMPERATURAS MÉDIAS NA ENTRADA E SAÍDA DO REATOR E TEMPERATURA AMBIENTE EM °C

Mês	Temperatura °C		
	Entrada do Reator	Saída do Reator	Ambiente
Janeiro	27,80	29,04	28,44
Fevereiro	28,48	29,16	28,66
Março	29,49	30,44	28,18
Abril	29,26	30,00	27,34
Mai	27,94	28,43	25,89
Junho	26,27	27,40	24,18
Julho	26,05	26,18	22,53
Agosto	25,58	26,39	22,21
Setembro	25,51	26,29	24,16
<b>Média Período</b>	<b>27,38</b>	<b>28,15</b>	<b>25,74</b>

FONTE: O autor (2021).

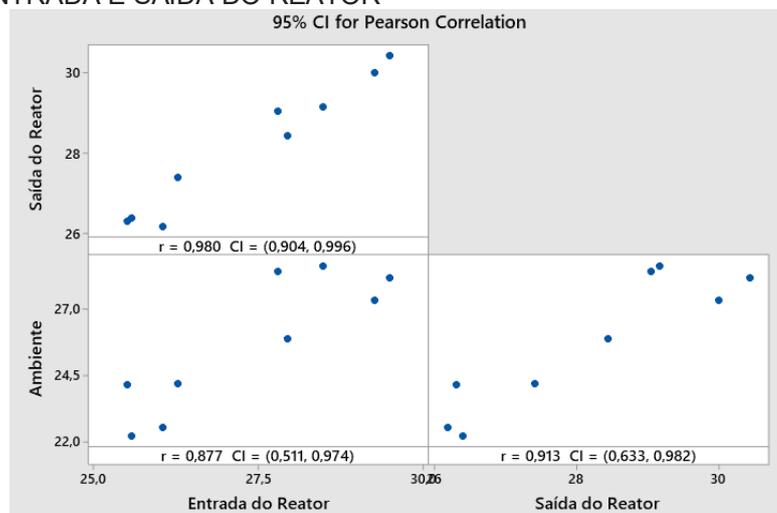
FIGURA 18 – TEMPERATURA DE ESGOTOS SANITÁRIOS NA ENTRADA E SAÍDA DO REATOR DE LODOS ATIVADOS PROVENIENTE DA ETE MANGUINHOS EM °C



FONTE: O autor (2021).

Ao analisar os dados, percebe-se que a temperatura na saída do sistema de reatores foi, com exceção do mês de julho, superior à temperatura de entrada. Também as temperaturas de entrada e saída seguem a mesma linha de tendência e ambas são influenciadas pela temperatura ambiente. Ao aplicar a análise de correlação de Person 95%, verifica-se estatisticamente que há correlação entre temperaturas ambiente, de entrada e saída logo que  $r$  se aproxima de 1, como pode ser visto na FIGURA 19.

FIGURA 19 – CORRELAÇÃO DE PEARSON PARA AS TEMPERATURAS AMBIENTE, DE ENTRADA E SAÍDA DO REATOR



FONTE: O autor (2021).

A temperatura do efluente do sistema de reatores se encontra na faixa ideal (25,51-30,44°C) para um tratamento de esgoto biológico que, conforme Metcalf e Eddy (2016) deve estar entre 25 e 30°C.

A avaliação das temperaturas do efluente a ser tratado é importante para evitar erros de dimensionamento da ETE, principalmente do sistema de aeração. Isso porque, a concentração de OD no sistema pode ser influenciada negativamente pelo aumento de temperatura. Assim, para o desenvolvimento do projeto do sistema de aeração, considera-se a temperatura máxima obtida no período analisado. Para o restante dos cálculos, utiliza-se a temperatura mais baixa ao longo do período, com o intuito de avaliar um cenário mais crítico, pois a qualidade do efluente tratado diminui com o decréscimo da temperatura devido à menor taxa metabólica dos microrganismos.

Na coleta de dados do pH, foi possível obter apenas a média para cada mês do estudo, ou seja, um total de 9 amostras. Desse modo, a análise estatística é feita

somente para a média de todo o período. A média do pH encontrado entre os meses de janeiro e setembro para a entrada e saída do sistema foi de 7,15 e 7,21, respectivamente, como pode ser visto na TABELA 7.

TABELA 7 – pH MÉDIO, MÍNIMO E MÁXIMO DE ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS E SEUS RESPECTIVOS INTERVALOS DE CONFIANÇA (IC) DE 95%

<b>Parâmetro estatístico</b>	<b>Entrada do sistema</b>	<b>Saída do sistema</b>
<b>Média</b>	7,15	7,21
<b>Desvio Padrão</b>	0,07	0,17
<b>Mínimo</b>	7,07	7,04
<b>Q1</b>	7,10	7,08
<b>Mediana</b>	7,15	7,18
<b>Q3</b>	7,20	7,33
<b>Máximo</b>	7,29	7,55
<b>95% IC para média</b>	(7,09; 7,21)	(7,08; 7,34)

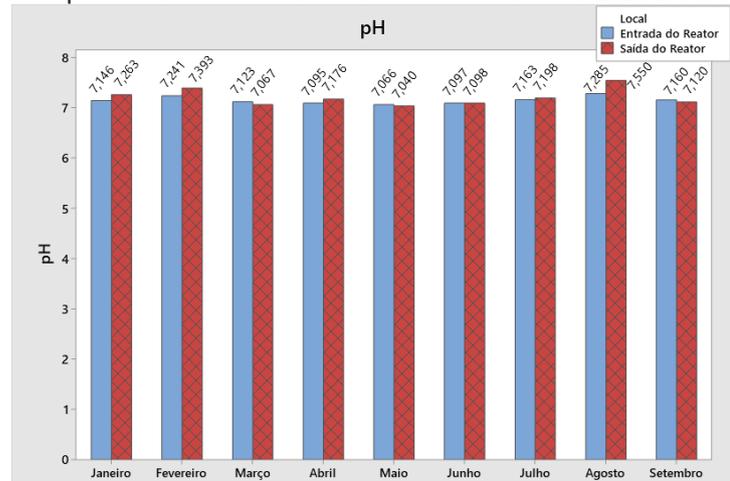
FONTE: O autor (2021).

O pH tem grande influência no tipo de microrganismo que crescerá no lodo ativado como também grande influência sobre a eficiência do processo. O pH ótimo para o metabolismo dos microrganismos presentes no sistema de lodos ativados está entre 6,5 e 7,5 e os flocos considerados desejáveis ao processo de lodos ativados são observados na faixa de variação do pH de 6 a 9 (CALLADO et al, 2020). Dessa forma, o pH do sistema está dentro do limite estabelecido pela literatura como ideais para uma boa eficiência do sistema.

Ademais, a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) apresenta que o pH desejado para lançamento de efluentes fique próximo de 7. Caso o pH ficar fora do intervalo permitido, o controle do pH deve ocorrer antes do efluente entrar no tanque de aeração com a adição de alcalinizantes.

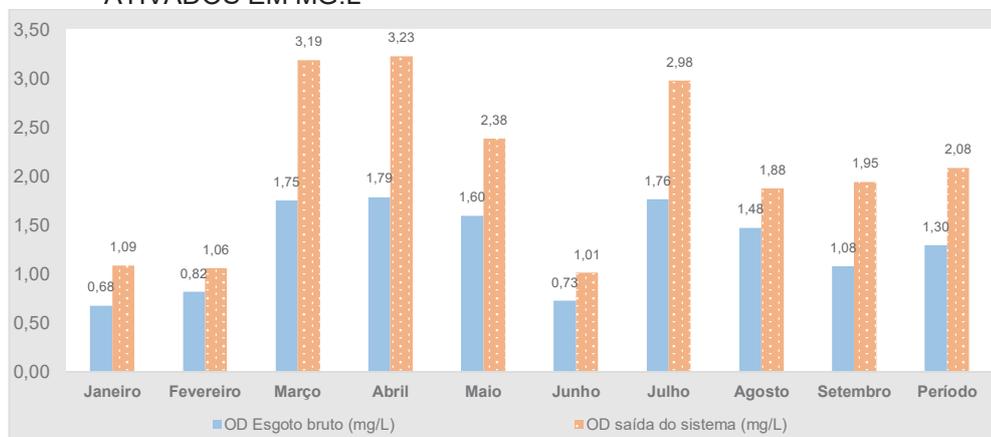
A variação mensal do pH pode ser observada na FIGURA 20. Nos meses de maio, junho, julho e setembro se pode considerar que não houve uma variação de pH significativa. Nos meses de março, maio e setembro se nota que o valor do pH de saída do sistema foi levemente inferior ao de entrada.

FIGURA 20 – pH DE ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS



FONTE: O autor (2021).

Na FIGURA 21, são apresentados os resultados obtidos para a análise de OD para a entrada e saída do sistema de lodos ativados, entre o período de janeiro a setembro de 2019. Na entrada do sistema, as análises demonstraram valores entre 0,68 e 1,78 mg.L<sup>-1</sup>, um valor médio de 1,30 mg.L<sup>-1</sup>. Na saída do sistema estes valores ficaram entre 1,01 e 3,23 mg.L<sup>-1</sup> e um valor médio de 2,08 mg.L<sup>-1</sup> para o período. Segundo Metcalf e Eddy (2016), para degradação do material carbonáceo a concentração usual de OD deve ser de no mínimo 2 mg.L<sup>-1</sup>. Já para a ocorrência de nitrificação a concentração ideal de OD é de 3 a 4 mg.L<sup>-1</sup>. Desse modo, a quantidade de OD presente no tanque de reação não é suficiente para remover uma quantidade adequada de matéria carbonácea e nitrogenada da água residuária.

FIGURA 21 – CONCENTRAÇÕES DE OD NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS EM MG.L<sup>-1</sup>

FONTE: O autor (2021).

Abreu (1994) destaca que as bactérias nitrificadoras parecem apresentar maior sensibilidade em baixas concentrações de OD ( $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Queiroz (2006), por meio de um estudo realizado sobre a influência da concentração de OD na eficiência da remoção de nitrogênio, constatou que com a limitação de oxigênio, além de não aumentar o acúmulo de nitrito, a eficiência de remoção de  $\text{NH}_4$  foi reduzida.

O controle da concentração de OD é crucial, uma vez que determina os processos dominantes no reator. A alta concentração de OD inibe a desnitrificação, ao passo que uma baixa concentração de OD causa uma limitação de oxidação da amônia (ZIELINSKA et al., 2012; HIDAKA et al., 2002). Baixas concentrações de OD afetam mais significativamente as velocidades de crescimento dos microrganismos responsáveis pela oxidação do nitrito do que dos que oxidam a amônia (BERNET et al., 2001). Zoppas et al. (2016) afirmam que as bactérias desnitrificantes contêm enzimas que são inativadas na presença de OD excessiva. No entanto, apesar de aumentar a eficiência do processo, o fornecimento de maiores concentrações de OD por meio dos aeradores, causa um aumento no custo operacional, devido ao maior consumo de energia para manter os aeradores em maior potência. Também, a turbidez poderá se elevar devido à grande turbulência causada pelos aeradores o que pode resultar na quebra dos flocos.

Na TABELA 8 apresentam-se os dados de literatura que demonstram que há diferentes comportamentos de eficiência para semelhantes concentrações de OD, o que confirma que o referido parâmetro varia de sistema para sistema.

TABELA 8 – DIFERENTES EFEITOS NO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS PARA DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE OD

Concentração de OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Possível efeito
<0,5	Não ocorreu nitrificação
<0,7	Redução da oxidação do $\text{N-NH}_4$
0,7	96 a 98% da oxidação do $\text{N-NH}_4$
<1,0	Redução da oxidação do $\text{N-NH}_4$
0,5 a 2,0	Acúmulo de nitrito
1,7 a 3,5	Nitrificação completa
>2,5	Nitrificação não foi afetada
3,0 a 4,0	Condições favoráveis à nitrificação

FONTE: Adaptado de ANTILEO et al. (2013), ASLAN et al. (2009), BERNET et al. (2001), BERNAT et al. (2011), BUENO (2016), COLLIVER e STEPHENSON (2000), GARRIDO et al. (1997), HELMER e KNUST (1998), HOCAOGLU et al. (2011), RUIZ et al. (2003), YOO et al. (1999) apud ZOPPAS et al. (2016).

Um dos fatores desses resultados ficarem abaixo dos valores descritos como ideais é que, ao longo do dimensionamento, considera-se que os parâmetros físico-químicos dos efluentes são constantes ao longo do tempo, o que não ocorre durante a operação visto que a vazão de entrada e parâmetros de qualidade são variáveis. Para isso, torna-se necessário um controle adequado e um projeto que tenha como escopo a avaliação das condições críticas para o processo.

Em relação à concentração de OD no afluente, as águas naturais possuem, no mínimo,  $5 \text{ mg.L}^{-1}$  de OD dissolvido. Desse modo, em nenhum dos meses, a concentração de DO no afluente atendeu a qualidade mínima requerida para manutenção da vida aquática. Exposições prolongadas a concentrações abaixo de  $5 \text{ mg.L}^{-1}$  podem não matar alguns organismos presentes, mas aumenta a susceptibilidade ao estresse. Exposição abaixo de  $2 \text{ mg.L}^{-1}$  podem levar à morte a maioria dos organismos (EMBRAPA, 2001).

O aumento da temperatura pode contribuir para a diminuição de concentração de OD do esgoto bruto. Por esse motivo, é importante a coleta os dados de temperatura do ambiente quando se avalia a OD, uma vez que isso garante maior confiabilidade na análise do efeito da temperatura sobre a concentração de OD. Se não for possível obter a temperatura no momento da coleta pode-se utilizar os dados de temperatura disponíveis no INMET. Porém, os dados do INMET apresentam-se somente em termos de temperatura média mensal e diária e temperatura máxima no dia. Dessa forma, haverá mais dificuldade na correlação da OD versus temperatura, como pode ser visto na TABELA 9. Percebe-se que em algumas temperaturas mais altas há uma quantidade de OD maior, o que não corrobora com o descrito na literatura e, desse modo, não é possível visualizar o efeito da temperatura na concentração de OD.

TABELA 9 – APRESENTAÇÃO DOS VALORES DE OD DE ESGOTO BRUTO E DE SAÍDA DO SISTEMA DA ETE MANGUINHOS, EM MG.L<sup>-1</sup> EM MEIO A TEMPERATURA MÁXIMA DIÁRIA E MÉDIA MENSAL E DIÁRIA, EM °C

Estação	Mês	Temperatura Ambiente média mensal (°C)	Temperatura ambiente média no dia da coleta (°C)	Temperatura ambiente máxima no dia da coleta (°C)	OD Esgoto bruto (mg/L)	OD saída do sistema (mg.L <sup>-1</sup> )
83648	Janeiro	28,44	29,12	35,60	0,68	1,09
	Fevereiro	28,66	25,84	28,20	0,82	1,06
	Março	28,18	28,98	34,7	1,75	3,19
	Abril	27,34	26,00	29,00	1,78	3,23
	Maio	25,89	23,2	30,50	1,59	2,38
	Junho	24,18	25,38	28,90	0,73	1,01
	Julho	22,53	25,56	33,30	1,76	2,98
	Agosto	22,21	24,60	31,20	1,47	1,88
	Setembro	24,16	25,26	30,50	1,08	1,95

FONTE: O autor (2021).

Os valores médios mensais de turbidez para a entrada da ETE, entrada do reator (saída do tratamento preliminar) e saída do decantador, como também as eficiências de remoção ( $\eta$ ) de turbidez das diferentes etapas do tratamento podem ser observados na TABELA 10. A turbidez foi reduzida nas três etapas do tratamento de esgoto em todos os meses avaliados. A eficiência de remoção de sólidos foi calculada a fim de avaliar a performance de cada etapa do processo.

TABELA 10 – VALORES DE TURBIDEZ DO AFLUENTE, DA ENTRADA DO REATOR E DA SAÍDA DO DECANTADOR SECUNDÁRIO, E A EFICIÊNCIA  $\eta$ (%), DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ EM TRÊS ETAPAS DO PROCESSO

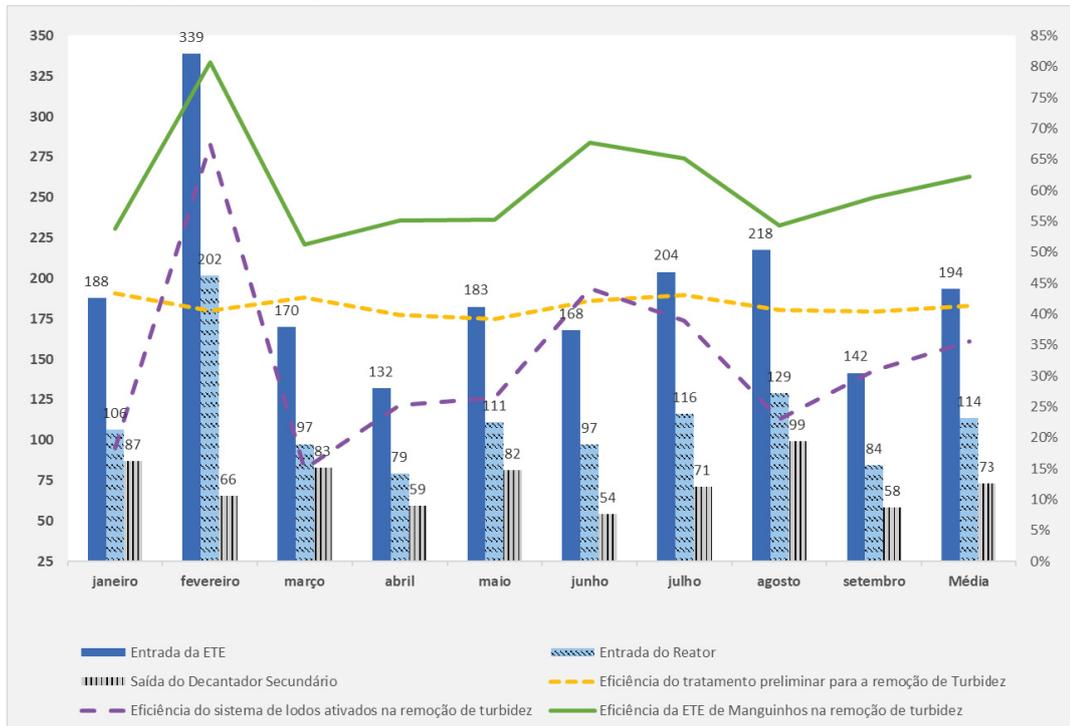
Mês	Entrada da ETE (NTU)	Entrada do Reator (NTU)	Saída do Decantador Secundário (NTU)	$\eta$ (%) do tratamento preliminar para a remoção de Turbidez	$\eta$ (%) do sistema de lodos ativados na remoção de turbidez	$\eta$ (%) Global da ETE Manguinhos na remoção de turbidez
Janeiro	188	106	87	43,41%	18,34%	53,79%
Fevereiro	339	202	66	40,54%	67,47%	80,66%
Março	170	97	83	42,66%	15,00%	51,26%
Abril	132	79	59	39,92%	25,33%	55,14%
Maio	183	111	82	39,22%	26,51%	55,33%
Junho	168	97	54	42,19%	44,17%	67,73%
Julho	204	116	71	43,04%	38,97%	65,24%
Agosto	218	129	99	40,72%	23,05%	54,39%
Setembro	142	84	58	40,44%	30,89%	58,83%
<b>Média Período</b>	<b>194</b>	<b>114</b>	<b>73</b>	<b>41,34%</b>	<b>35,57%</b>	<b>62,20%</b>

FONTE: O autor (2021).

Na FIGURA 22, pode-se perceber que a remoção de turbidez do sistema preliminar de esgoto possui eficiências muito próximas ao longo dos meses, mantendo-se praticamente constantes em torno de 40%. Porém, a eficiência do sistema de lodos ativados, constituído pelo reator e decantador secundário, é bastante variável, com eficiências abaixo de 20% para alguns meses e acima de 40% para outros. Com isso, a eficiência global do sistema também sofre variações, entre 51,26% e 80,66%. A variação de eficiência da etapa de lodos ativados pode ser atribuída aos decantadores secundários que apresentam problemas operacionais o que impacta na quantidade de SST no efluente, conforme constatado na visita à ETE.

A eficiência global média da ETE Manguinhos  $\eta(\%)$  (entrada de esgoto bruto e saída na ETE) para a remoção de turbidez é de 62,2% e do sistema de lodos ativados da ETE é de 35,57%. No projeto da ETE Manguinhos não foi contemplada a eficiência esperada para remoção turbidez. Mas, a eficiência projetada para a remoção de SST é de 93%. Nos trabalhos de Chagas et al. (2015) e Tomazoni (2005), verifica-se que a quantidade de sólidos suspensos possui uma forte correlação com os valores de turbidez. Desse modo, comparando-se as eficiências obtidas para remoção de turbidez com a eficiência projetada de remoção de sólidos suspensos totais, percebe-se que ela está bastante abaixo do requerido. Além disso, Qasin e Zhu (2017), mencionam que a remoção total de sólidos suspensos em sistemas de lodos ativados varia entre 80 e 90% e Reijken et al. (2018) obtiveram como eficiência de remoção global de sólidos suspensos de 82% as quais são muito superiores a eficiência de 35,57% do sistema de lodos ativados da ETE Manguinhos.

FIGURA 22 – VALORES MÉDIOS MENSAIS DE TURBIDEZ NA ENTRADA DA ETE, ENTRADA DO REATOR E SAÍDA DO DECANTADOR SECUNDÁRIO E AS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE TURBIDEZ NO TRATAMENTO PRELIMINAR, DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS E DA ETE



FONTE: O autor (2021).

A  $DBO_5$  e a DQO são parâmetros que podem ser discutidos em conjunto, pois ambos são utilizados para avaliar a quantidade de matéria orgânica disponível no afluente e no efluente do sistema. A partir dessas concentrações, obtém-se a eficiência do sistema de lodos ativados.

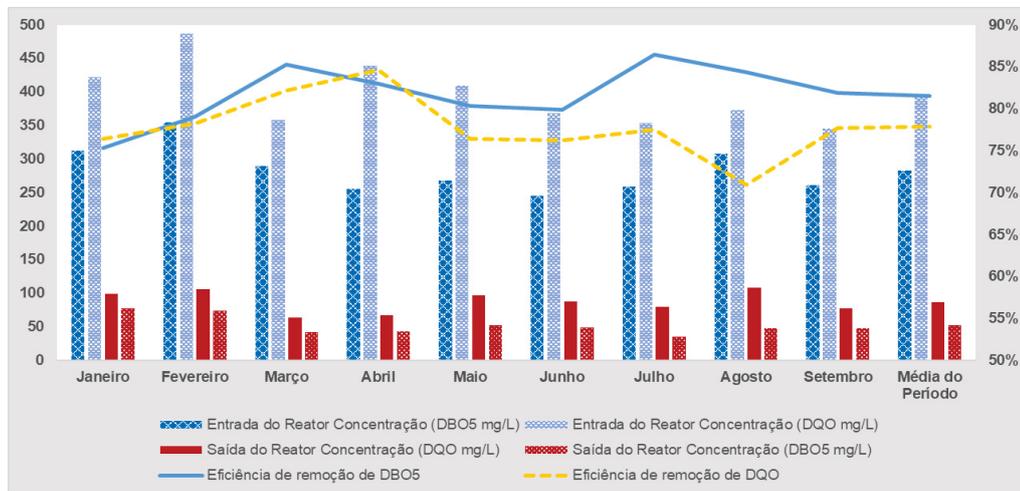
As concentrações de  $DBO_5$  e DQO na entrada e saída do sistema de lodos ativados (reator e decantador secundário) e a eficiência ( $\eta$ ) de remoção de substrato podem ser vistas na TABELA 11 e a comparação gráfica dos dados coletados é apresentada na FIGURA 23. Também, na TABELA 12 e na TABELA 13 pode-se observar as concentrações médias, mínimas e máximas mensais de  $DOB_5$  e DQO coletadas, tanto na entrada como na saída do sistema de lodos ativados, assim como suas análises estatísticas.

TABELA 11 – CONCENTRAÇÕES DE DBO<sub>5</sub> E DQO NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS, EM MG.L<sup>-1</sup>, A RELAÇÃO DQO/DBO<sub>5</sub> E A EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DO SISTEMA NO PERÍODO DE JANEIRO A SETEMBRO DE 2019

Mês	Entrada do Sistema			Saída do Sistema			η(%) de remoção de DBO <sub>5</sub>	η(%) de remoção de DQO
	S <sub>0</sub> DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	S <sub>0</sub> DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO/DBO <sub>5</sub>	S DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	S DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO/DBO <sub>5</sub>		
Janeiro	312,1	421,7	1,35	77,2	99,3	1,29	75,28%	76,45%
Fevereiro	354,7	487,3	1,37	74,2	106	1,43	79,08%	78,25%
Março	289,4	358,1	1,24	42,6	64	1,50	85,28%	82,13%
Abril	255,1	439,6	1,72	43,4	67,7	1,56	82,99%	84,60%
Mai	267,8	409,6	1,53	52,6	96,5	1,83	80,38%	76,44%
Junho	245,2	368,9	1,50	49,3	87,6	1,78	79,90%	76,25%
Julho	258,4	353,1	1,37	35,1	79,5	2,26	86,42%	77,49%
Agosto	308,4	373,3	1,21	48,2	108,6	2,25	84,37%	70,91%
Setembro	261,3	346	1,32	47,3	77,1	1,63	81,88%	77,72%
<b>Média Período</b>	<b>282,4</b>	<b>392,2</b>	<b>1,39</b>	<b>52,05</b>	<b>86,96</b>	<b>1,67</b>	<b>81,57%</b>	<b>77,83%</b>

FONTE: O autor (2021).

FIGURA 23 – CONCENTRAÇÕES DE DBO<sub>5</sub> E DQO, EM MG.L<sup>-1</sup>, NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS E A EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SUBSTRATO DO SISTEMA



FONTE: O autor (2021).

TABELA 12 – CONCENTRAÇÃO MÉDIA; DESVIO PADRÃO, VALORES MÍNIMOS, MÁXIMOS, MEDIANAS E INTERVALO DE CONFIANÇA (IC) DE 95% DAS MÉDIAS DE DBO<sub>5</sub> (MG.L<sup>-1</sup>) NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE Lodos ATIVADOS AO LONGO DOS MESES DE COLETA

Parâmetro Estatístico	Concentração de DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )																	
	Janeiro		Fevereiro		Março		Abril		Maio		Junho		Julho		Agosto		Setembro	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
<b>Média</b>	312,1	77,1	354,7	74,2	289,4	42,6	255,1	43,4	267,8	52,6	245,2	49,28	258,4	35,1	308,4	48,2	261,3	47,3
<b>Desvio Padrão</b>	153	40,4	157,1	46,1	92,2	33,5	102,9	19,9	90,8	30,8	101,8	20,14	117,1	23,8	83,3	14,66	129,3	22,7
<b>Mínimo</b>	162,7	26,5	206,2	29	221,5	17,9	109	23,32	169,4	9,7	86,2	31,03	97,3	5,8	188,5	36,68	121,7	14,7
<b>Mediana</b>	297,6	71,9	321,5	71,2	255,7	30,6	287,8	39,7	246,9	58,9	275,9	45,25	241,5	32,6	321,5	43,93	229,8	47,6
<b>Máximo</b>	567,2	123,9	569,4	125,5	424,7	91,3	335,7	70,81	443,1	101	339,3	80,15	415,7	59	432,6	77,32	415,6	78,7
<b>95% IC para média</b>	(122,1; 502,1)	(27,0; 127,3)	(104,6; 604,7)	(0,8; 147,6)	(142,6; 436,1)	(-10,7; 95,9)	(91,4; 418,8)	(11,72; 75,04)	(183,8; 351,8)	(24,1; 81,0)	(118,8; 371,7)	(24,27; 74,29)	(113,0; 403,8)	(5,5; 64,7)	(220,9; 395,8)	(32,81; 63,59)	(100,8; 421,8)	(19,1; 75,6)

FONTE: O autor (2021).

TABELA 13 – CONCENTRAÇÃO MÉDIA; DESVIO PADRÃO, VALORES MÍNIMOS, MÁXIMOS, MEDIANAS E INTERVALO DE CONFIANÇA (IC) DE 95% DAS MÉDIAS DE DQO (MG.L<sup>-1</sup>) NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE Lodos ATIVADOS AO LONGO DOS MESES DE COLETA

Parâmetro Estatístico	Concentração de DQO (mg.L <sup>-1</sup> )																	
	Janeiro		Fevereiro		Março		Abril		Maio		Junho		Julho		Agosto		Setembro	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
<b>Média</b>	421,7	99,3	487,3	106	358,1	64	439,6	67,7	409,6	96,5	368,9	87,6	353,1	79,5	373,3	108,6	346	77,1
<b>Desvio Padrão</b>	213,7	56,7	126,8	52,5	123,5	61	194,5	43,2	169,5	51,9	84,8	37,9	165,4	55,5	57,3	34,4	134,3	32,9
<b>Mínimo</b>	196,5	32	361,1	48,1	281,1	28,2	214	21,9	260,6	59	277,9	50,8	147,8	13,9	319,5	64,5	156,2	27,5
<b>Mediana</b>	417,7	82,9	485,9	119,8	304,5	36,2	433,9	62,6	377,7	78	382,9	85,7	314,9	75,8	362,1	114,1	330,7	77,4
<b>Máximo</b>	755,9	171,7	614,8	150,2	542,5	155,2	676,7	123,7	699,2	185,1	445,8	126,5	599,3	139,4	449,4	141,8	498,8	118
<b>95% IC para média</b>	(156,4; 687,0)	(29,0; 169,7)	(172,1; 802,4)	(-24,3; 236,4)	(161,6; 554,6)	(-33,1; 161,1)	(130,1; 749,2)	(-1,0; 136,4)	(199,1; 620,1)	(32,0; 160,9)	(158,2; 579,6)	(-6,5; 181,8)	(147,8; 558,5)	(10,6; 148,4)	(282,1; 464,5)	(53,9; 163,4)	(179,2; 512,8)	(36,2; 118,0)

FONTE: O autor (2021).

Para a remoção de  $DBO_5$  e de DQO, as eficiências médias do período de estudo foram de 81,57% e 77,83%, respectivamente. Percebe-se que a eficiência de remoção de  $DBO_5$  foi inferior ao range de 85 a 98%, descrito pelos autores Jordão e Pessoa (2011), Metcalf (2016), Von Sperling (2016), Samiotis et al. (2018), Qasim e Zhu (2017) e WEF (2010). Também, Da Rocha et al. (2016) encontraram uma eficiência média de remoção de  $DBO_5$  entre 96,23% em seu estudo para uma ETE de lodos ativados com aeração prolongada. Já Tenedini (2016) encontrou uma eficiência de média remoção de  $DBO_5$  de 95,53%, enquanto Pereira et al. (2016) identificou um sistema de lodos ativados com 98% de eficiência média.

Em relação a remoção de DQO, Da Rocha et al. (2016) mencionam que se espera uma remoção de DQO na faixa de 85 a 95% e Mohammadi et al. (2012) constatou em seu estudo que a eficiência de remoção de DQO de uma ETE operando com lodos ativados aeração prolongada, variou entre 87 a 97%. Já Tenedini (2016) e Pereira et al. (2016) encontraram uma remoção de DQO média para um sistema de lodos ativados de 95,75% e 97%, respectivamente.

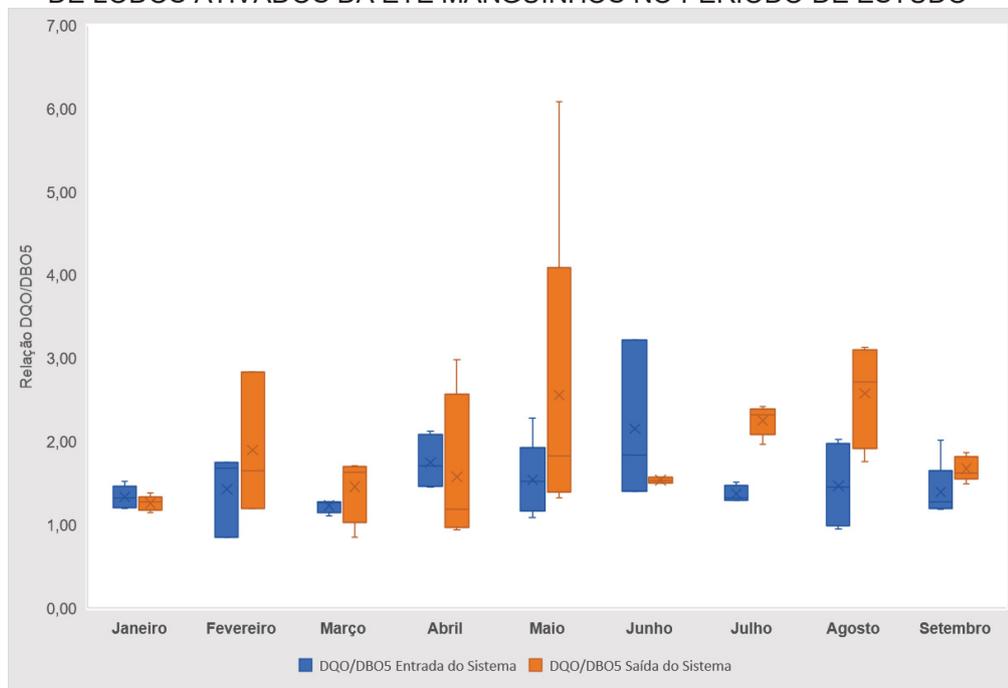
Portanto, apenas duas das nove coletas realizadas ficaram acima do previsto pela literatura para  $DBO_5$ , e para DQO todos os meses tiveram eficiência menor para este modelo de sistema. Além disso, o sistema não atende a eficiência de remoção mínima projetada, que é de 90% para  $DBO_5$  e 87% para a DQO, apesar de possuir um sistema de recirculação de lodo, que tem como função elevar a eficiência do processo.

Também, a publicação “Atlas de Esgotos” (ANA, 2020) levantou informações de 91 ETEs que operam por lodos ativados sob aeração prolongada no Brasil e constatou-se que a média da eficiência de remoção de  $DBO_5$ , entre as ETEs avaliadas, é de 88%. Ou seja, a ETE estudada é menos eficiente na remoção de matéria orgânica do que outras que possuem o mesmo modelo de operação.

A relação à  $DQO/DBO_5$  foi calculada para cada mês de estudo, tanto para entrada quanto para a saída do sistema de lodos ativados e sua representação gráfica pode ser vista na FIGURA 24. De acordo com Von Sperling (2005), valores menores que 2,5 na relação  $DQO/DBO_5$  representam efluentes com boa taxa de biodegradabilidade, passíveis de tratamento por meios biológicos. A média da relação  $DQO/DBO_5$  da entrada e saída do sistema, no período do estudo, é de 1,39 e 1,67 respectivamente. Desse modo, o aumento da relação  $DQO/DBO_5$  demonstra que houve a degradação de matéria orgânica no sistema de lodos ativados da ETE

Manguinhos. Contudo, essa diferença é bastante pequena, o que expressa a baixa eficiência do sistema para a remoção de matéria orgânica. Além do mais, nos meses de janeiro e abril percebe-se uma maior eficiência de remoção de DQO em relação à DBO<sub>5</sub>, ou seja, a relação DQO/DBO<sub>5</sub> reduziu de 1,35 para 1,29 em janeiro e de 1,72 para 1,56 em abril. Essas variações podem estar relacionadas com as características físico-químicas do efluente, que pode conter uma menor biodegradabilidade em alguns momentos, como ainda podem ser decorrentes de oscilações operacionais do sistema, sendo estas influenciando diretamente também em sua remoção da matéria carbonácea.

FIGURA 24 – VARIAÇÃO MENSAL DA RELAÇÃO DQO/DBO<sub>5</sub> NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS DA ETE MANGUINHOS NO PERÍODO DE ESTUDO



FONTE: O autor (2021).

De acordo com Von Sperling (2005), a eficiência de qualquer variante do processo de lodos ativados está diretamente associada ao desempenho do decantador secundário, pois se houver perda de sólidos no efluente final, ocorrerá a deterioração da qualidade do efluente, independentemente do bom desempenho do sistema biológico na remoção de DBO. Dessa forma, diante dos problemas operacionais observados durante a visita, uma possível causa da baixa eficiência é o mau funcionamento dos decantadores secundários ou a sua operação com sobrecarga. Além disso, uma hipótese é que o sistema de recirculação pode ter apresentado problemas na retirada de lodo no decantador secundário e/ou na estação

elevatória, que é a responsável por bombear o lodo a partir do decantado até reator. Como consequência, o lodo recirculado não realimenta o reator com substrato suficiente para auxiliar na remoção de  $\text{DBO}_5$  e DQO.

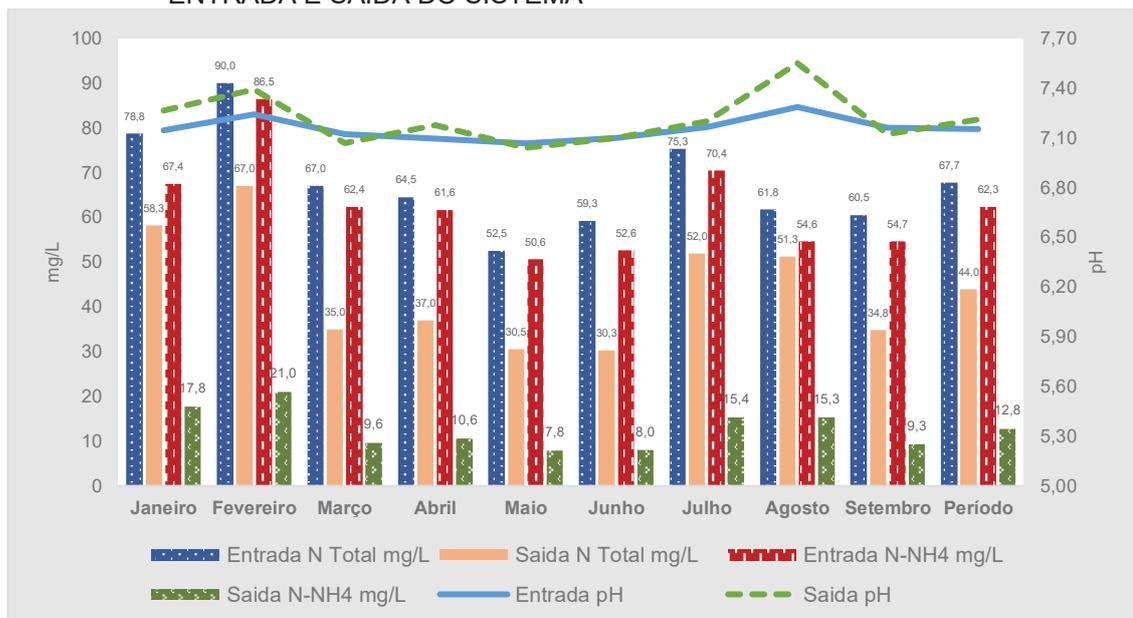
O processo de remoção de N total e  $\text{NH}_4$  foi analisado com base nos dados coletados entre os meses de janeiro a setembro de 2019, os quais podem ser vistos na TABELA 14 e FIGURA 25. A concentração de amônia variou de  $50,63 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $86,48 \text{ mg.L}^{-1}$  na entrada do sistema e, para a saída, a variação foi de  $21,02 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $7,92 \text{ mg.L}^{-1}$ .

TABELA 14 – CONCENTRAÇÃO DE NITROGÊNIO E AMÔNIA NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LÓDOS ATIVADOS EM  $\text{MG.L}^{-1}$

Parâmetro Estatístico	Concentração de Nitrogênio ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Concentração de Amônia ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	
	Entrada do sistema	Saída do sistema	Entrada do sistema	Saída do sistema
Média	67,73	44	62,32	12,75
Desvio Padrão	11,59	13,41	11,31	4,75
Mínimo	52,52	30,26	50,63	7,83
25%	59,89	32,63	53,61	8,62
Mediana	64,52	36,99	61,64	10,62
75%	77,01	55,12	68,91	16,57
Máximo	89,98	67,04	86,48	21,02

FONTE: O autor (2021).

FIGURA 25 – CONCENTRAÇÃO MÉDIA MENSAL DE NITROGÊNIO TOTAL, AMÔNIA E pH DE ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA

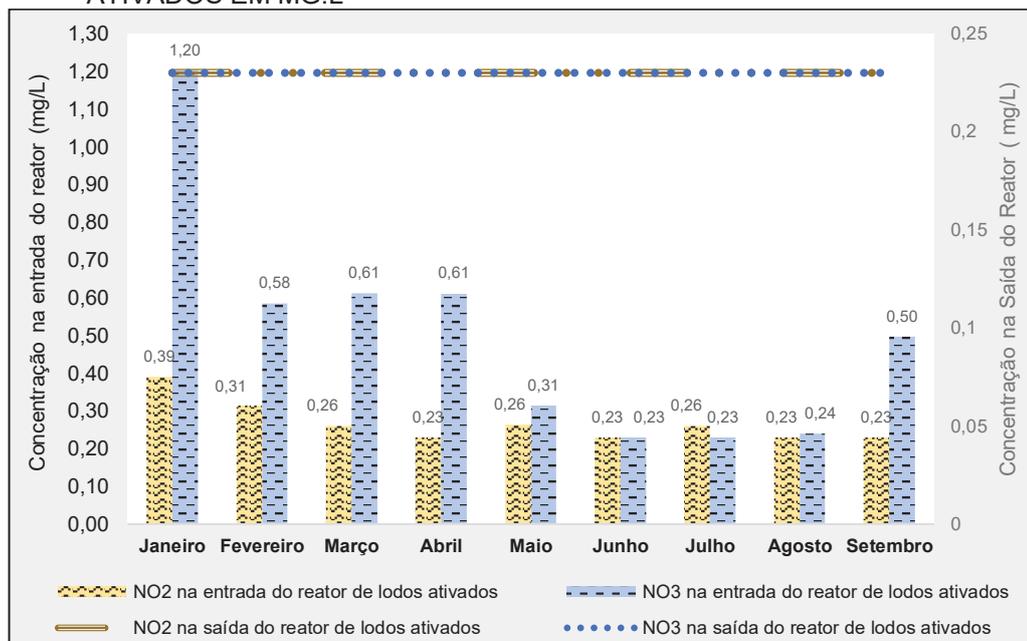


FONTE: O autor (2021).

A concentração média de N para a entrada e a saída do sistema, considerando o período de estudo, é  $67,97 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $44 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente. Para a amônia, as concentrações foram de  $62,32 \text{ mg.L}^{-1}$  na entrada do sistema e  $12,75 \text{ mg.L}^{-1}$  na descarga do efluente. Pode-se avaliar as médias e os intervalos de confiança obtidos para esse parâmetro, na TABELA 16.

Na FIGURA 26, apresentam-se os resultados obtidos da análise de  $\text{NO}_2$  e  $\text{NO}_3$ , para a entrada e saída do sistema de lodos ativados. Para concentrações de  $\text{NO}_2$  e  $\text{NO}_3$  menores que  $0,23 \text{ mg.L}^{-1}$ , ambos compostos não possuem bom índice de detectabilidade no equipamento de medida. Nessa perspectiva, o valor mínimo de concentração de  $\text{NO}_2$  e  $\text{NO}_3$  será, para este estudo, de  $0,23 \text{ mg.L}^{-1}$ .

FIGURA 26 – NITRITO ( $\text{NO}_2$ ) E NITRATO ( $\text{NO}_3$ ) NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS EM  $\text{MG.L}^{-1}$



FONTE: O autor (2021).

Na entrada do sistema as análises de  $\text{NO}_2$ , demonstraram valores entre  $0,23$  e  $0,391 \text{ mg.L}^{-1}$  e um valor médio de  $0,27 \text{ mg.L}^{-1}$ . Na saída do sistema, esses valores de  $\text{NO}_2$ , ficaram inferiores a  $0,23 \text{ mg.L}^{-1}$ , ou seja, são considerados como  $0,23 \text{ mg.L}^{-1}$ . E para as análises de  $\text{NO}_3$ , na entrada do sistema demonstraram valores entre  $0,23$  e  $1,203 \text{ mg.L}^{-1}$ , um valor médio de  $0,502 \text{ mg.L}^{-1}$ . Na saída do sistema, esses valores de  $\text{NO}_3$ , ficaram inferiores a  $0,23 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Nas coletas realizadas, observou-se uma relação N/DBO de aproximadamente  $0,23$ , que é uma relação bem mais alta do que a usualmente

encontrada para esgoto doméstico, entre 0,17 e 0,19. Valores mais altos da relação N/DBO que a faixa recomendada, indicam fontes não domésticas contribuindo para o sistema de esgoto contribuinte para a ETE Manguinhos.

A região de Manguinhos possui diversos restaurantes, que por sua vez, poderiam ser as responsáveis por esses lançamentos na rede coletora de esgotos sem tratamento prévio. As quantidades elevadas de nitrogênio no esgoto afluente à ETE requerem uma maior demanda de oxigênio como também um maior consumo de alcalinidade para a nitrificação. Isso pode dificultar a operação do sistema de lodos ativados, pois caso o mesmo não tenha alcalinidade suficiente para nitrificação, o pH reduzirá e assim comprometerá suas estruturas, ocorrendo corrosão e incrustação das unidades.

A relação N/DQO nas coletas realizadas foi de aproximadamente 0,17. Pode-se considerar essa relação razoavelmente alta se comparada à que usualmente é encontrada para esgoto doméstico, que é 0,12 e máximo de 0,15 (BUENO et al., 2020). Quando a razão DQO/N é alta, o processo de desnitrificação pode ser inibido pois ocorrerá a deficiência da fonte de carbono doadora de elétrons, prejudicando a dinâmica dos microrganismos nitrificantes autotróficos e desnitrificantes heterotróficos (OLIVEIRA, 2005). Inclusive, pode-se ressaltar que, caso essa relação seja baixa, a nitrificação é prejudicada, devido à concorrência direta por OD entre os microrganismos autotróficos e heterotróficos (RAFATI et al., 2018 e BUENO, 2016).

#### 4.3 APLICAÇÃO DO MODELO ASM1 AO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS DA ETE MANGUINHOS

Os dimensionais dos tanques de aeração e dos decantadores, apresentados na TABELA 15, foram inseridos no *software* Stoa. Também foram inseridos no *software* os valores dos parâmetros de entrada, fazendo uso dos dados obtidos na caracterização da ETE e das relações descritas na TABELA 16.

TABELA 15 – CARACTERÍSTICAS E DIMENSIONAL DOS TANQUES DE AERAÇÃO E DOS DECANTADORES SECUNDÁRIOS PERTENCENTES À ETE MANGUINHOS E INSERIDOS NO SOFTWARE STOAT PARA A MODELAGEM DO SISTEMA

Descrição	Unidade	Tanque de Aeração	Decantador secundário
Quantidade	-	2	2
Comprimento	m	72,9	14,2
Largura	m	8	8
Altura útil	m	4,5	4,5
Altura total	m	5,1	5,1
Área útil	m <sup>2</sup>	583,2	113,6
Área útil total	m <sup>2</sup>	1166,4	227,2
Volume útil	m <sup>3</sup>	2624,4	511,2
Volume útil total	m <sup>3</sup>	5248,8	1022,4
Número de aeradores	-	8	-
Marca	-	Hygra	-
Potência instalada por aerador	Cv	20	-
Potência total instalada	Cv	160	-
Recirculação interna	%	60	-
Número de bombas	und.	2	-

FONTE: O autor (2021).

TABELA 16 – MÉDIA DOS DADOS DE ENTRADA DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS COLETADOS NA ETE MANGUINHOS ADOTADOS PARA MODELAGEM DO SISTEMA

PARÂMETRO	VALOR
Temp. (°C)	27,37
pH	7,15
Turbidez	113,58
Sólidos sedimentáveis (mg.L <sup>-1</sup> )	1,85
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	177,19
SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	167,98
SDT (mg.L <sup>-1</sup> )	168,00
ST (mg.L <sup>-1</sup> )	205,22
DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	283,59
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	395,29
DQO b (biodegradável) (mg.L <sup>-1</sup> )	289,87
DQO nb (não-biodegradável) (mg.L <sup>-1</sup> )	105,42
DQO solúvel/DQO total (mg.L <sup>-1</sup> )	237,17
DQO particulada/DQO total (mg.L <sup>-1</sup> )	158,12
DQO nb solúvel (mg.L <sup>-1</sup> )	83,01
DQO b solúvel (mg.L <sup>-1</sup> )	154,16
DQO nb particulada (mg.L <sup>-1</sup> )	22,41
DQO b solúvel particulada (mg.L <sup>-1</sup> )	135,71
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	1,30
N Total (mg.L <sup>-1</sup> )	66,10
N-NH <sub>4</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	62,32
N-NO <sub>2</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,27

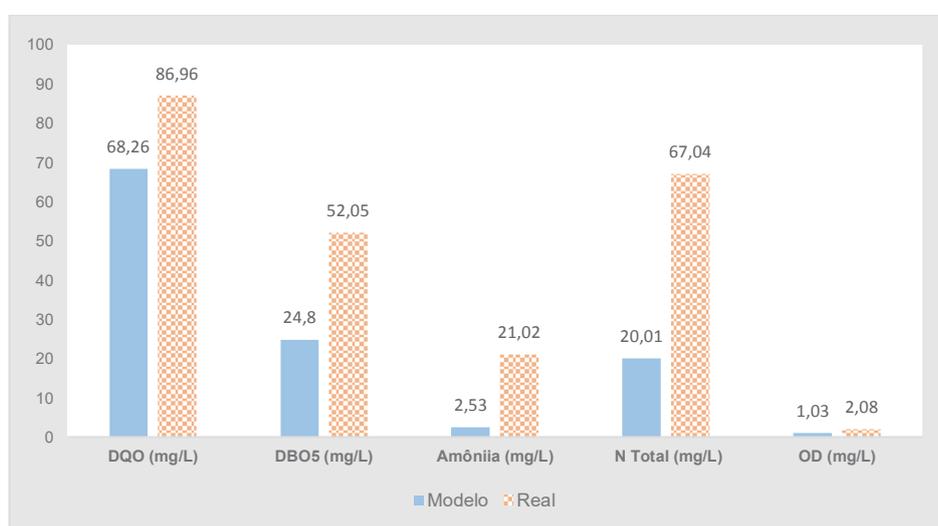
PARÂMETRO	VALOR
N-NO <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,23
N orgânico	3,28
N orgânico – particulado	0,16
N orgânico – orgânico	3,12

FONTE: O autor (2021).

#### 4.3.1 Calibração do modelo por meio da análise de sensibilidade dos parâmetros cinéticos

A primeira simulação foi realizada utilizando os coeficientes pré-determinados pelo *software Stoa*, que serviram como ponto de partida para modelar o sistema. Os primeiros resultados obtidos estavam distantes da realidade, considerando os critérios de sucesso estabelecidos QUADRO 9, como pode ser observado na FIGURA 27. A diferença percentual das previsões do modelo em relação aos dados coletados foi de 24,8% para DQO, 109,9% para DBO<sub>5</sub>, 47,03 mg.L<sup>-1</sup> para amônia, 18,49 mg.L<sup>-1</sup> para N total e 101,9% para OD.

FIGURA 27 - COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS OBTIDOS NA PRIMEIRA SIMULAÇÃO E OS DADOS REAIS DA ETE



FONTE: O autor (2021).

O modelo ASM1 apresenta 26 coeficientes que foram analisados com o objetivo encontrar as suas faixas de intervalo e a sua sensibilidade ao modelo. Pela análise de sensibilidade foi possível verificar em qual intervalo das concentrações dos parâmetros eram mais sensíveis aos coeficientes estequiométricos e cinéticos dos reatores, à medida que era analisado o intervalo desses coeficientes, verificava-se o

resultado de saída, foi comparado o resultado observado em campo com o modelado. Com isso, pode-se constatar um intervalo ideal para esses coeficientes de forma que os valores de saída coletados em campo se aproximassem o máximo possível do observado pelo modelo.

Desse modo, inúmeras simulações foram realizadas alterando os coeficientes estequiométricos e cinéticos dos reatores por meio da análise de sensibilidade. O objetivo da calibração foi de aproximar o modelo ao sistema real e atender os critérios de sucesso da modelagem. No APÊNDICE 1, da FIGURA 31 a FIGURA 52, encontram-se disponíveis os resultados obtidos por meio da análise de sensibilidade no software Stoat de forma detalhada. Na TABELA 17, pode-se verificar os valores obtidos para cada coeficiente.

TABELA 17 – COMPARAÇÃO ENTRE OS VALORES OBTIDOS NA CALIBRAÇÃO COM OS DEFINIDOS PELO SOFTWARE WRC STOAT E PELA LITERATURA

Símbolo	Unidade	Descrição	Valor adotado pelo Stoat	Ranges descritos por Makinia e Zaborowska (2020)	Valor encontrado na calibração
$\mu_H$	$h^{-1}$	Máxima taxa de crescimento específico da biomassa heterotrófica	0,1768	0,125 – 0,55	0,25
-	$^{\circ}C^{-1}$	Coeficiente de temperatura heterotrófico	0,06393	-	0,0693
$\mu_A$	$h^{-1}$	Máxima taxa de crescimento específico da biomassa autotrófica	0,0207	0,013 – 0,9	0,0055
-	$^{\circ}C^{-1}$	Coeficiente de temperatura autotrófico	0,1006	-	0,1006
$b_H$	$h^{-1}$	Taxa de decaimento da biomassa heterotrófica	0,0147	0,013 – 0,067	0,048
-	$^{\circ}C^{-1}$	Coeficiente de temperatura heterotrófico (decaimento)	0,1131	-	0,1131
$b_A$	$h^{-1}$	Taxa de decaimento da biomassa autotrófica	0,0036	0,0017 - 0,0071	0,0057
-	$^{\circ}C^{-1}$	Coeficiente de temperatura autotrófico (decaimento)	0,1099	-	0,1099
$K_a$	$h^{-1}$	Taxa específica de amonificação	0,0024	0,0017 - 0,04	0,0071
-	$^{\circ}C^{-1}$	Coeficiente de temperatura de amonificação	0,0693	-	0,002
$K_h$	$h^{-1}$	Máxima taxa específica de hidrólise	0,0722	0,042 - 3	2,81
$K_s$	$MgDQO.L^{-1}$	Coeficiente de saturação de substrato para organismos heterotróficos	20	10 - 180	20
$K_{O,H}$	$mgO_2.L^{-1}$	Coeficiente de saturação de oxigênio para organismos heterotróficos	0,2	0,01 - 0,2	0,785

$K_{NO}$	mgN.L <sup>-1</sup>	Coeficiente de saturação de nitrato para heterotróficos	0,5	0,06 – 8,4	0
$K_{NH}$	mgN.L <sup>-1</sup>	Coeficiente de saturação de amônia para organismos autotróficos	1	0,2 - 5,0	0,9
$K_{O,A}$	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	Coeficiente de saturação de oxigênio para organismos autotróficos	0,4	0,25 – 1,3	4,38
$K_x$	-	Coeficiente de saturação para substrato lentamente biodegradável	0,0173	0,01 – 0,15	0,15
-	°C <sup>-1</sup>	Coeficiente de temperatura de hidrólise	0,1099		0,1099
$Y_H$	mg DQO.mg DQO <sup>-1</sup>	Rendimento heterotrófico (massa celular formada DQO/DQO oxidada)	0,67	0,2 – 0,69	0,6667
$Y_a$	mg DQO.mg DQO <sup>-1</sup>	Rendimento autotrófico (massa celular formada DQO/DQO oxidada)	0,24	0,1 – 0,3	0,52
$n_g$	-	Fator de correção para (mi)H sob condições anóxicas	0,8	0,38 – 0,94	0,81
$n_h$	-	Fator de correção para hidrólise sob condições anóxicas	0,4		0,56
$i_{XB}$	g N.g DQO <sup>-1</sup>	Massa Nitrogênio/massa em DQO na biomassa	0,086	0,06 – 0,092	0,295
$i_{XP}$	g N.g DQO <sup>-1</sup>	Massa Nitrogênio/massa em DQO de produto de biomassa	0,06	0,02 – 0,1	0,396
$f_p$	g N.g DQO <sup>-1</sup>	Fração da biomassa que resulta em produtos particulados	0,08	0,08 - 1	0,28

FONTE: O autor (2021).

A calibração foi atingida após os valores de saída coletados em campo se aproximassem do observado em modelo, com isso, entre os 26 parâmetros cinéticos e estequiométricos passíveis de ajuste, 8 deles ficaram fora do intervalo estabelecido na literatura:  $\mu_A$ ,  $K_{O,H}$ ,  $K_{NO}$ ,  $K_{O,A}$ ,  $Y_A$ ,  $n_h$ ,  $i_{XB}$  e  $i_{XP}$ . São comuns os estudos que apresentam divergências entre os valores dos coeficientes calibrados e dos descritos na literatura, fato que pode ser justificado pelas diferentes características entre os sistemas estudados, como, a composição do esgoto e da biomassa, a configuração e eficiência dos equipamentos e fatores ambientais como, por exemplo, a temperatura.

Outro fator que têm impacto sobre o resultado da calibração do sistema são as correlações utilizadas para determinar as frações dos componentes orgânicos, que podem não representar o sistema real, logo que são obtidas matematicamente.

Pistorello (2018), ao modelar um sistema de lodos ativados utilizando o *software Stoa*t e o modelo ASM1, encontrou durante a calibração o valor 0,001 h<sup>-1</sup> para  $b_A$  e 0,0013 h<sup>-1</sup> para  $K_a$ , valores diferentes dos descritos na literatura. No entanto,

com o uso dos valores resultantes da calibração obteve-se a eficiência esperada para o sistema e o modelo foi validado. Baptista (2020) também encontrou valores divergentes da literatura para  $b_A$  ao calibrar os dois modelos ASM1 e ASM3 utilizando o *software Stoat 5.0* para um sistema de lodos ativados. Para o ASM1, o coeficiente  $b_A$  foi determinado em  $0,012 \text{ h}^{-1}$  e para o ASM3 em  $0,015 \text{ h}^{-1}$ . A autora optou por utilizar o valor resultante da calibração, visto que somente esses valores atenderam às características do sistema estudado. Wu et al (2015), fazendo uso do *software West*, encontrou na calibração do modelo ASM3 para um sistema de lodos ativados para tratamento de resíduos de coque, valores de  $K_{NH}$  e  $K_{O,A}$  de  $70,63 \text{ mgN.L}^{-1}$  e  $4,43 \text{ mgN}^{-1}$ , respectivamente. De acordo com Wu et al (2015), o desvio desses coeficientes é causado pela composição do esgoto, que contém substâncias orgânicas complexas que aumenta demanda de bactérias heterotróficas e oxigênio no sistema.

Apesar de oito coeficientes apresentarem valores diferentes do descrito na literatura, as predições do modelo foram condizentes com o observado na realidade, então a calibração foi finalizada. Conforme exposto na TABELA 18, os parâmetros DQO e OD simulados apresentaram diferenças menores que 10% em relação aos dados coletados, sendo 0,03% para DQO e 0,05% para OD. Para  $N_{total}$ , o modelo apresentou valores com diferenças menores que  $2 \text{ mg.L}^{-1}$ . Porém, mesmo com várias iterações não foi possível obter uma diferença menor que  $1 \text{ mg.L}^{-1}$  para a concentração de amônia. Percebe-se que há algum desvio relacionado aos organismos autotróficos, logo que a taxa de crescimento  $\mu_A$ , estimado pela calibração, é bastante baixa. Ainda assim, o erro do modelo é menor que 15%, o que pode ser considerado aceitável logo que, de acordo com Fouad e Bhargava (2005), a determinação de parâmetros para sistemas biológicos não possuem resultados precisos e conseqüentemente uma estimativa de parâmetros razoável pode ser considerada satisfatória.

TABELA 18 – COMPARAÇÃO ENTRE DADOS REAIS DA ETE MANGUINHOS COM OS PARÂMETROS ESTIMADOS PELO MODELO PARA O PERÍODO DE JANEIRO A SETEMBRO DE 2019

Parâmetro	Observado	Modelo	Diferença (%)
	Concentração na saída do sistema (mg/L)	Concentração na saída do sistema (mg/L)	
DQO total	86,96	86,93	0,03%
N total	44	45,61	1,61 mg/L
Amônia	12,75	10,79	1,96 mg/L
OD	2,08	2,079	0,05%

FONTE: O autor (2021).

#### 4.3.2 Validação do modelo do sistema de lodos ativados de aeração prolongada da ETE Manguinhos

Há diversas maneiras para validar o modelo. Pode-se utilizar a comparação gráfica, como também avaliar a performance do modelo ao inserir dados da ETE referente a um período diferente do utilizado para construção do modelo e comparar as previsões do modelo com a realidade. Para o presente estudo, não foi possível realizar a comparação gráfica, logo que os dados coletados da ETE não possuem um espaçamento de tempo regular.

A validação do modelo foi realizada a partir de uma coleta de dados de um mês diferente dos dados utilizados para a construção do modelo hidráulico, que foi o mês de outubro, foi inserido os dados coletados de entrada no modelo e comparado com os dados de saída coletados e observados no modelo, ou seja, os valores dos parâmetros resultantes da simulação foram comparados com os reais. Na TABELA 19, pode-se verificar os erros relativos encontrados durante a validação do modelo conforme premissas de validação do modelo estabelecidas no QUADRO 9.

TABELA 19 - CONCENTRAÇÃO DE DQO TOTAL, N TOTAL, AMÔNIA E OD OBSERVADO E DO MODELO

Parâmetro	Observado em campo (coletado)	Modelo	Diferença (%)
	Concentração na saída do sistema (mg.L <sup>-1</sup> )	Concentração na saída do sistema (mg.L <sup>-1</sup> )	
DQO total	126,45	134,00	5,63%
N total	41,25	38,00	3,25 mg.L <sup>-1</sup>
Amônia	21,00	21,99	0,99 mg.L <sup>-1</sup>
OD	2,3	2,1	9,52%

FONTE: O autor (2021).

Percebe-se que houve um aumento do erro relativo entre a calibração e a validação do modelo para DQO e OD, porém, ainda dentro dos critérios de sucesso da modelagem. Para amônia, diferente do ocorrido na calibração, em que o erro relativo foi superior ao pretendido, o modelo apresentou uma diferença menor que 1 mg.L<sup>-1</sup>. Já para N total percebe-se uma diferença superior a 2 mg.L<sup>-1</sup>, ou seja, acima do estipulado como critério de sucesso. No entanto, percebe-se que o erro relativo é de 8,55%, ainda admissível para representação e avaliação de um sistema biológico complexo.

Outros autores, ao validar os modelos ASM1 e ASM3 para diferentes sistemas de lodos ativados, encontraram erros relativos coerentes com o presente estudo. Wu et al (2016) consideraram o modelo satisfatório ao obter um erro relativo de 16,8% e 15% para as concentrações de DQO e amônia ao validar o modelo ASM3 para um sistema de lodos ativados de tratamento de resíduos de coque. Além disso, Printemps (2004) encontrou erros relativos menores que 6% para amônia e nitratos ao utilizar o *software West* (modelo ASM1) para prever o comportamento de um sistema de lodos ativados. Baptista (2020) obteve erros relativos de 12,5% e 17,65% para SST para os modelos ASM1 e ASM3, respectivamente. Para amônia não houve diferença entre o real e o simulado para o modelo ASM1 e para ASM3. Porém, para DQO houve um erro superior a 30% para ambos os modelos, o que pode ter sido causado por alguma discrepância na média observada para este parâmetro. Já Lopes (2017) verificou erros relativos máximos na ordem de 18% para SST, 28% para DQO e superiores à 400% para N total, ao comparar dados de operação de um sistema de lodos ativados com o modelado. Para esse caso, o modelo não foi validado para a remoção de nitrogênio, mas pode ser utilizado para estudos da remoção de matéria carbonácea.

Com a validação do modelo, foram executadas várias simulações a fim de identificar possíveis melhorias para o sistema de lodos ativados da ETE Manguinhos e que, se implementadas, serão capazes de reestabelecer a eficiência determinada na fase de projeto e condizente com a literatura.

#### 4.4 SIMULAÇÃO HIDRAULICA E PROPOSIÇÃO DE MELHORIAS PARA O SISTEMA DE LODOS ATIVADOS COM AERAÇÃO PROLONGADA PARA A ETE MANGUINHOS

Após a validação do modelo, foi possível obter por meio da simulação hidráulica, o balanço de massa da ETE Manguinhos o qual é apresentada na TABELA 20.

Durante a calibração do modelo, já foi possível perceber que o crescimento das bactérias autotróficas foi bastante limitado e que a disponibilidade de oxigênio não foi suficiente para os microrganismos metabolizarem a matéria orgânica eficientemente. Para aumentar a disponibilidade de OD, pode-se aumentar a taxa de aeração, descartar gradualmente o lodo e reduzir a concentração de sólidos suspensos totais no tanque de aeração.

TABELA 20 - BALANÇO DE MASSA DA ETE MANGUINHOS.

Parâmetro	Entrada de esgoto	Reator para secundário I	Reator para secundário II	Recirculação do secundário I para o reator I	Recirculação do secundário II para o reator II	Dec. secundário I Efluente final	Dec. secundário II Efluente final	Dec. secundário I para tratamento de lodo	Dec. secundário II para tratamento de lodo	Eficiência observada (%)	Eficiência modelada (%)	Diferença
Vazão média (L.s <sup>-1</sup> )	65,40	58,21	58,21	25,52	25,52	28,53	28,53	4,17	4,17	-	-	-
Vazão máxima (L.s <sup>-1</sup> )	77,53	64,28	64,28	25,52	25,52	34,60	34,60	4,17	4,17	-	-	-
Temperatura média (°C)	27,37	27,37	27,37	27,36	27,36	27,36	27,36	27,36	27,36	-	-	-
Temperatura máxima (°C)	27,44	27,38	27,38	27,38	27,38	27,38	27,38	27,38	27,38	-	-	-
DBO <sub>5</sub> média (mg.L <sup>-1</sup> )	284,7	61,21	61,93	119,39	119,98	55,09	57,09	129,22	130,91	81,57%	80,65%	0,92%
DBO <sub>5</sub> máxima	343,48	132,14	139,28	176,21	177,08	109,26	109,71	148,34	148,73	-	-	-
DQO média (mg.L <sup>-1</sup> )	394,5	92,11	92,76	473,52	479,92	86,93	86,99	512,51	286,90	77,83%	77,96%	0,13%
DQO máxima (mg.L <sup>-1</sup> )	468,4	185,92	186,29	671,96	676,91	154,21	154,66	565,68	319,62	-	-	-
Amônia média (mg.L <sup>-1</sup> )	62,21	12,22	13,09	34,31	36,94	10,79	11,02	23,91	22,15	79,54%	80,36%	0,82%
Amônia máxima (mg.L <sup>-1</sup> )	83,69	19,96	20,21	60,81	62,91	58,85	59,31	60,81	60,99	-	-	-
DBO <sub>5</sub> média (kg.h <sup>-1</sup> )	1.812	310	136	263	264	137	140	47	47	-	-	-
DBO <sub>5</sub> máxima (kg.h <sup>-1</sup> )	2.301	697	299	389	390	225	226	54	54	-	-	-
DQO média (kg.h <sup>-1</sup> )	2.229	463	644	1.044	1.058	214	211	185	103	-	-	-
DQO máxima (kg.h <sup>-1</sup> )	3.138	1.032	1.354	1.482	1.492	318	318	204	115	-	-	-
Amônia média (kg.h <sup>-1</sup> )	352	61	6	75	81	27	5	9	8	-	-	-
Amônia máxima (kg.h <sup>-1</sup> )	561	109	51	134	139	121	121	22	22	-	-	-

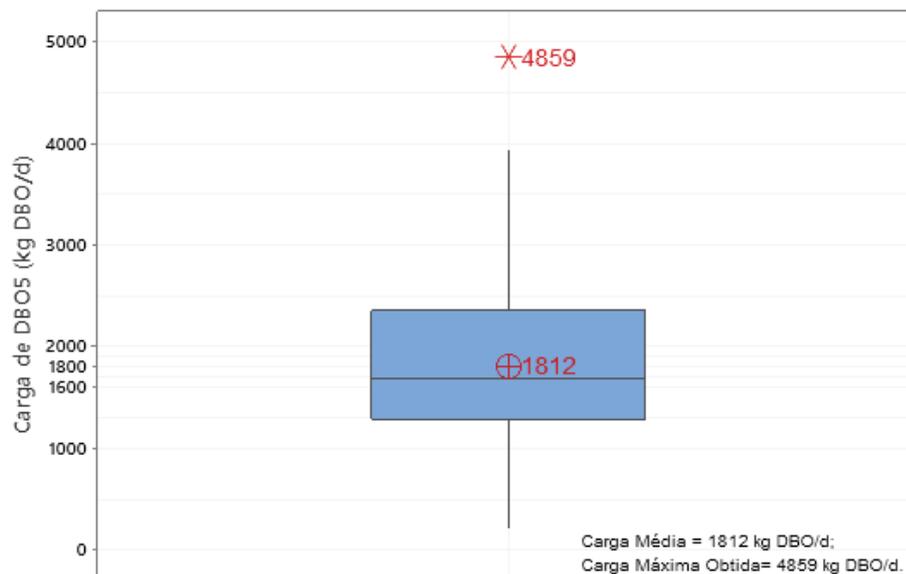
Fonte: o autor (2021).

Também, nota-se que a relação N/DQO do sistema é superior à desejável, o que resulta em um lodo de baixa qualidade, com sedimentabilidade precária e eventual perda de sólidos, fato esse que coincide com os problemas operacionais dos decantadores secundários comentados na etapa de caracterização da ETE. Ademais, durante a simulação hidráulica foi possível confirmar que há sobrecarrega sobre decantadores secundários.

Na simulação a relação A/M da ETE Manguinhos apresentou um valor médio de  $0,178 \text{ kg.dia}^{-1}.\text{kgSSVTA}^{-1}$ , acima do valor teórico de projeto ( $0,124 \text{ kg.dia}^{-1}.\text{kgSSVTA}^{-1}$ ). Considerando que a relação A/M recomendada pela literatura deve ser de  $0,07$  a  $0,15 \text{ kg.dia}^{-1}.\text{kgSSVTA}^{-1}$ , nota-se que o valor obtido se encontra acima do esperado tanto em projeto quanto em literatura. (BUI et al., 2019; GAO et al., 2018; HENZE et al., 2008; HENZE, 2002). Quanto maior essa relação, maior será a disponibilidade de alimento para os microrganismos, portanto menor será a avides do alimento, implicando em uma menor eficiência de remoção de matéria orgânica no reator. Para a redução da relação A/M, é necessário a ampliação do volume do sistema.

Na fase de projeto, o dimensionamento do sistema biológico foi realizado levando em consideração toda a biomassa volátil (SSVTA) como biodegradável o que, para sistemas de lodos ativados com idades de lodo mais elevadas, leva a uma destruição de SSV muito superior a real, o que resulta em uma massa de SSV nos reatores muito inferior que a real. Dessa forma, na realidade o reator possui uma capacidade de  $1.689 \text{ kg DBO}_5.\text{dia}^{-1}$  e não de  $2.829 \text{ kg DBO}_5.\text{dia}^{-1}$ , conforme previsto em projeto. Ressalta-se que, atualmente, a carga de  $\text{DBO}_5$  é de  $1.812 \text{ kg.dia}^{-1}$ , ou seja, o sistema opera acima da capacidade prevista, conforme representado na FIGURA 28.

FIGURA 28 – CARGAS MÉDIAS, MÍNIMAS E MÁXIMAS DE DBO5 DE ENTRADA OBTIDAS NA ETE MANGUINHOS.



FONTE: O autor (2021).

Levando em consideração os fatos observados durante a caracterização da qualidade do esgoto bruto e tratado e o verificado na simulação hidráulica, foi possível concluir que a operação do sistema com sobrecarga de DBO ocasiona problemas de remoção de matéria carbonácea e nitrogenadas, concentrações superiores de sólidos suspensos e conseqüentemente a sobrecarga os decantadores secundários. Dessa forma, a fim de solucionar os problemas identificados, as seguintes melhorias são propostas para o sistema de lodos ativados com aeração prolongada para a ETE Manguinhos:

- Ampliação do sistema de lodos ativados;
- Melhorias na zona anóxica;
- Melhorias no sistema de aeração;
- Interligação da estação elevatória de recirculação interna de lodo;
- Melhorias no sistema de decantação;
- Ampliação da estação elevatória de recirculação de lodo secundário.

O detalhamento dos cálculos realizados para a proposição de melhorias do sistema de lodos ativados encontra-se no APÊNDICE 2.

Os tanques de equalização foram avaliados como alternativa de melhoria operacional, os quais são capazes de uniformizar as vazões e as concentrações de

entrada no tratamento secundário de maneira a garantir a operação do sistema com a vazão constante ao longo do dia. No entanto, os tanques de equalização geralmente apresentam problemas de odores e o seu controle deve ser rígido para evitar impactos nas proximidades. Ademais, a ampliação da caixa divisória de vazões (CDV) terá um leve impacto positivo, somente no amortecimento de vazões de entrada no sistema de lodos ativados.

Para a ampliação dos reatores duas alternativas foram consideradas, expostas na TABELA 21. A idade de lodo projetada para a ETE Manguinhos é de 18,7 dias, entretanto, com a ampliação do sistema de lodos ativados é coerente que a idade do lodo resulte em um valor maior. A idade de lodo estimada para as duas alternativas foi de 27,8 dias. Já a idade do lodo estimada para a zona aeróbia para as alternativas I e II foram, respectivamente de 19,7 e 23,2 dias. O tempo de detenção hidráulica para a alternativa I para as zonas anóxicas e aeróbias foram, respectivamente de, 4,5 e 10,9 horas. Similarmente, para a alternativa II os tempos de detenção hidráulica para as zonas anóxicas e aeróbias foram, respectivamente de, 2,6 e 12,8 horas. Importante destacar que a ampliação de ambos os reatores das alternativas ocorrerá onde atualmente se situam os decantadores secundários.

A relação A/M encontrada a partir das melhorias foi de 0,12 kg DBO.kg SSV<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>, dentro do range usual para sistemas similares.

TABELA 21 – CARACTERÍSTICAS DOS DOIS NOVOS REATORES PROPOSTOS

<b>Características dos reatores propostos</b>	<b>Alternativa 1</b>	<b>Alternativa 2</b>	<b>und.</b>
Unidades	2	2	und.
Largura	8	8	m
Profundidade útil	4,5	4,5	m
Comprimento total	85,4	85,4	m
Comprimento total dos compartimentos	25	14,25	m
Comprimento do compartimento aeróbio	60,4	71,15	m
Volume por reator	3074,4	3074,4	m <sup>3</sup>
Volume total de reator	6148,8	6148,8	m <sup>3</sup>
Fração anóxica	29,27	16,69	%
Fração aeróbia	70,73	83,31	%
Volume fração aeróbia	2174,4	2561,4	m <sup>3</sup>
Volume fração anóxica	900	513	m <sup>3</sup>

FONTE: O autor (2020).

O reator, sob as novas dimensões, obteve por meio da simulação uma eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> e DQO equivalente a 94,1 e 89,9%, respectivamente. A razão de recirculação interna calculada foi de uma razão de 1,44, resultando em

uma vazão de  $159,85 \text{ L.s}^{-1}$ . De acordo com Metcalf (2016), Von Sperling (2014) e Jordão e Pessôa (2011), a razão de recirculação interna de lodo varia entre 1 a 4 para sistemas de lodos ativados, portanto encontra-se dentro da faixa aceitável.

A profundidade adotada para sistema é em função do modelo de aeração empregado, e como o mecanismo de aeração existente é mecânico, é necessária uma profundidade 3,5 a 4,5 metros. Dessa forma, a profundidade adotada foi de 4,5 metros.

A estação elevatória de recirculação interna de lodo, responsável por transportar lodo da saída do sistema (parte aeróbia) para a entrada do sistema (parte anóxica), atualmente possui 2 bombas, sendo uma reserva e uma operando. Cada uma tem capacidade para uma vazão equivalente a  $165 \text{ L.s}^{-1}$  ( $594 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ ). A nova vazão de recirculação interna de lodo será de  $159,85 \text{ L.s}^{-1}$  ( $575 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ ). Portanto, não seria necessário a ampliação da estação elevatória de recirculação interna de lodo.

Com o aumento da nova vazão de recirculação interna de lodo, verificou-se que não será necessário trocar o DN da tubulação que transporta o lodo da saída da parte aeróbia para a entrada do sistema na parte anóxica.

Como o comprimento do sistema aumentará em 14,2 metros, totalizando-se em 85,4 metros, a perda de carga ao longo do trecho aumentará em apenas 0,19 metros. Assim, a altura manométrica da bomba não será alterada, pois o nível d'água das zonas aeróbia e anóxica é aproximadamente o mesmo.

O aumento da vazão de recirculação interna está diretamente associado à eficiência da desnitrificação e, também quanto maior a área anóxica maior a eficiência. Com isso, pode-se dizer que a alternativa I, atingiu uma maior eficiência calculada de remoção de nitrato, totalizando 70,9% enquanto para a alternativa II a eficiência é de 69,4%. Embora a diferença do volume da parte anóxica entre as alternativas seja de  $387 \text{ m}^3$ , não houve diferenças significativas na remoção de nitrogênio entre as elas, sendo que a remoção de nitrogênio total para as alternativas I e II é de 72 e 69,4%, respectivamente. Além do mais, ambas as opções apresentaram eficiência de remoção de amônia de 95,4%.

Os misturadores são essenciais nas zonas anóxicas para manter os sólidos em suspensão e evitar a aeração da massa líquida. Para as opções I e II, a potência total requerida para os misturadores foram de 12,2 (6,1 cv para cada reator) e 7 (3,5 cv para cada reator), respectivamente. Logo, para as zonas anóxicas foram propostos 4 misturadores submersíveis de eixo vertical (2 em cada reator), com densidade de potência total de  $10 \text{ W.m}^{-3}$  ( $5 \text{ W.m}^{-3}$  em cada reator). A faixa de densidade de potência

recomendada na literatura é de 5 a 10  $W.m^{-3}$ . Além disso, os misturadores submersíveis são mais flexíveis por possibilitarem o ajuste do nível e da direção da mistura.

Os sistemas de aeração mecânica foram avaliados com o intuito de atender a capacidade da demanda carbonácea e nitrogenada em condições de pico. Nesse sentido, a capacidade de aeração prevista na verificação contemplou tais condições. A demanda de oxigênio total encontrada para as alternativas I e II foram de 3.617 e 3.663  $kg O_2.d^{-1}$ , obtendo-se dessa forma uma taxa de consumo de oxigênio média de 24,51 e 24,82  $g O_2.m^{-3}.h^{-1}$ .

As concentrações de OD resultantes para o mês mais quente nas alternativas I e II foi de 3,15 e 3,85  $mg.L^{-1}$ , enquanto para o mês mais frio foi de 3,51 e 4,35  $mg.L^{-1}$ , respectivamente. Para essas estimativas, as maiores concentrações de OD foram consideradas, ou seja, aquelas obtidas no mês mais frio. A potência total requerida para os aeradores foi de 388 cv para alternativa I e 481 cv para a alternativa II.

Atualmente, a ETE Manguinhos possui 19 aeradores mecânicos de potência unitária de 20 cv, totalizando-se 380 cv. Segundo a modelagem hidráulica e os cálculos, a demanda de oxigênio necessita ser maior e melhor distribuída. Assim, é importante ampliar o sistema de aeração contando com 24 aeradores mecânicos, sendo 12 para cada reator.

É importante destacar que na alternativa I, os gastos energéticos calculados foram inferiores à alternativa II devido a maior área anóxica. Ou seja, por possuir menor área a ser aerada e por ter maior o potencial de desnitrificação, a demanda por aeração mecânica será menor. A potência necessária dos aeradores para a alternativa I e II foram de 15 e 19 cv, respectivamente. Todavia, como o sistema atual possui aeradores mecânicos de 20 cv, os 5 novos aeradores foram adotados como 20 cv.

Com a nova potência unitária instalada, a nova densidade de potência total será de 480 cv, resultando em uma densidade de potência de 83 e 79  $W.m^{-3}$  para a alternativa I e II, respectivamente. Conseqüentemente, as concentrações de OD máximas para o mês mais quente será de 4,0 (Alternativa I) e 3,96 (Alternativa II)  $mg.L^{-1}$  e para o mês mais frio, 4,53 (Alternativa I) e 4,49 (Alternativa II)  $mg.L^{-1}$  no reator.

Como o gasto com obras civis será maior para a alternativa I, visto que se terá de fazer adaptações com a separação da nova área da anóxica, os gastos energéticos

com misturadores submersíveis serão maiores e que aeradores de mesma potência serão considerados uma alternativa II é economicamente mais atraente.

Em relação aos decantadores secundários, os existentes devem ser desativados e dois novos decantadores secundários de forma circular com ponte raspadora de lodo mecanizada devem ser implementados. A razão de recirculação calculada do lodo do decantador secundário ao reator foi de 1, portanto a vazão de recirculação de lodo é de 111 L/s ( $399,60 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ).

A estação elevatória de recirculação de lodo, responsável por bombear lodo secundário do decantador secundário para o reator atualmente possui 3 bombas, sendo uma reserva e duas delas operando cada uma com capacidade de vazão de  $169,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , totalizando-se  $338,40 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ . Entretanto, a nova vazão de recirculação de lodo secundário será de  $399,60 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ , portanto será necessário a ampliação da estação elevatória de recirculação de lodo, sendo necessárias três bombas em operação e também a aquisição de uma bomba reserva sob os mesmos pontos operacionais. A ampliação da estação elevatória de recirculação de lodo possuirá capacidade de bombear lodo secundário a uma vazão de  $507,60 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ .

Com o aumento da nova vazão de recirculação de lodo secundário, não será necessária a troca do DN da tubulação que transporta o lodo secundário ao reator, mas será necessário a adequação das interligações dos novos decantadores ao reator.

A área requerida dos decantadores secundários segundo as taxas de aplicação mencionadas foram:

- Taxa de aplicação hidráulica:  $617 \text{ m}^2$ ;
- Taxa de aplicação de sólidos:  $814 \text{ m}^2$ ;
- Fluxo de sólidos:  $848 \text{ m}^2$ .

O maior valor obtido foi de  $848 \text{ m}^2$ , assim a área total mínima adotada para os decantadores secundários foi de  $850 \text{ m}^2$ , ou seja,  $425 \text{ m}^2$  para cada um. Todavia, essa área resulta em um diâmetro nominal de 23,3 metros e como há espaço na própria ETE e por facilidades construtivas, adotou-se um diâmetro nominal de 25 metros para cada decantador secundário, resultando em uma área para cada decantador e total, respectivamente, de  $491 \text{ m}^2$  e  $981 \text{ m}^2$ .

Com a nova área calculada, as taxas de aplicação de sólidos e de escoamento superficial foram calculadas, resultando em  $83 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  e  $10 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , respectivamente. Esses valores, conforme mencionados por Von Sperling (2014),

encontram-se dentro da faixa de intervalo recomendada e em acordo com a NBR12.209/2011.

A altura usual para decantadores com diâmetro de 25 metros, varia entre 3 e 4 metros sendo que para este projeto considerou-se altura de 3,5 metros. Dessa maneira, o volume total e por decantador secundário será de 3761 e 1881 m<sup>3</sup>, respectivamente.

O cálculo do tempo de detenção hidráulico por decantador secundário, considerando a vazão média de tratamento de esgotos e sua vazão de recirculação, resultou-se em 4,7 horas. A NBR 12.2009 menciona que o tempo de detenção hidráulico mínimo em decantadores secundários deve ser de 1,5 hora. Desse modo, a proposta encontra-se condizente com as normas.

A verificação de fluxo de sólidos foi realizada com o intuito de avaliar se os decantadores secundários operarão com sobrecarga. Para isso, o fluxo de sólidos aplicado deverá ser maior ou igual ao fluxo limite calculado. O fluxo limite foi calculado por meio do gráfico do fluxo por gravidade, como pode ser visto na FIGURA 29 e os dados necessários para a composição do gráfico encontram-se na TABELA 22.

A reta tracejada, identificada na FIGURA 29 como GL-Gu, tem inclinação - Qu/A, e foi localizada de forma a tangenciar a curva Gg. Essa reta apresenta 4 pontos de interesse:

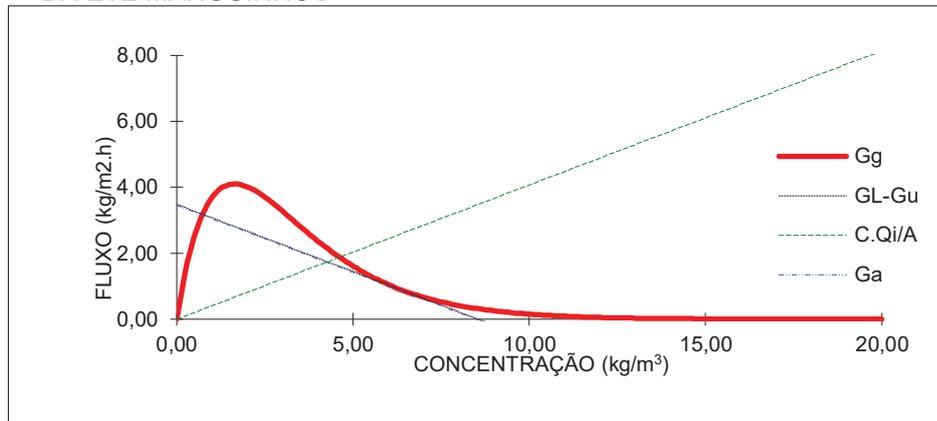
- Fluxo limite GL, 3,48 kg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>, obtido pela interseção com o eixo y;
- Concentração da camada diluída Cd, 4,30 kg.m<sup>-3</sup>, obtido pela interseção com a curva Gg no eixo x;
- Concentração limite CL, 6,30 kg.m<sup>-3</sup>, obtido pela interseção com o eixo x;
- Concentração de lodo retirado pelo fundo Cu, 8,60 kg.m<sup>-3</sup>, obtido pela interseção com o eixo x.

TABELA 22 – VALORES OBTIDOS DE FLUXO DE SÓLIDOS PARA OS NOVOS DECANTADORES SECUNDÁRIOS PROPOSTOS DA ETE MANGUINHOS

<b>C<sub>ss</sub></b> <b>(kg.m<sup>-3</sup>)</b>	<b>V<sub>sed</sub></b> <b>(m.h<sup>-1</sup>)</b>	<b>G<sub>g</sub></b> <b>(kg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>)</b>	<b>G<sub>u</sub></b> <b>(kg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>)</b>	<b>G<sub>t</sub></b> <b>(kg.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>)</b>
0,00	6,80	0,00	0,00	0,00
0,50	5,01	2,51	0,20	2,71
1,00	3,69	3,69	0,41	4,10
1,50	2,72	4,09	0,61	4,70
2,00	2,01	4,02	0,81	4,83
2,50	1,48	3,70	1,02	4,72
3,00	1,09	3,27	1,22	4,49
3,50	0,80	2,81	1,43	4,24
4,00	0,59	2,37	1,63	4,00
4,50	0,44	1,97	1,83	3,80
5,00	0,32	1,61	2,04	3,65
5,50	0,24	1,31	2,24	3,55
6,00	0,17	1,05	2,44	3,49
6,50	0,13	0,84	2,65	3,49
7,00	0,10	0,67	2,85	3,52
7,50	0,07	0,53	3,05	3,58
8,00	0,05	0,41	3,26	3,67
8,50	0,04	0,32	3,46	3,79
9,00	0,03	0,25	3,67	3,92
9,50	0,02	0,20	3,87	4,07
10,00	0,02	0,15	4,07	4,22
10,50	0,01	0,12	4,28	4,39
11,00	0,01	0,09	4,48	4,57
11,50	0,01	0,07	4,68	4,75
12,00	0,00	0,05	4,89	4,94
12,50	0,00	0,04	5,09	5,13
13,00	0,00	0,03	5,29	5,33
13,50	0,00	0,02	5,50	5,52
14,00	0,00	0,02	5,70	5,72
14,50	0,00	0,01	5,90	5,92
15,00	0,00	0,01	6,11	6,12
15,50	0,00	0,01	6,31	6,32
16,00	0,00	0,01	6,52	6,52
16,50	0,00	0,00	6,72	6,72
17,00	0,00	0,00	6,92	6,93
17,50	0,00	0,00	7,13	7,13
18,00	0,00	0,00	7,33	7,33
18,50	0,00	0,00	7,53	7,54
19,00	0,00	0,00	7,74	7,74
19,50	0,00	0,00	7,94	7,94
20,00	0,00	0,00	8,14	8,15

FONTE: O autor (2021).

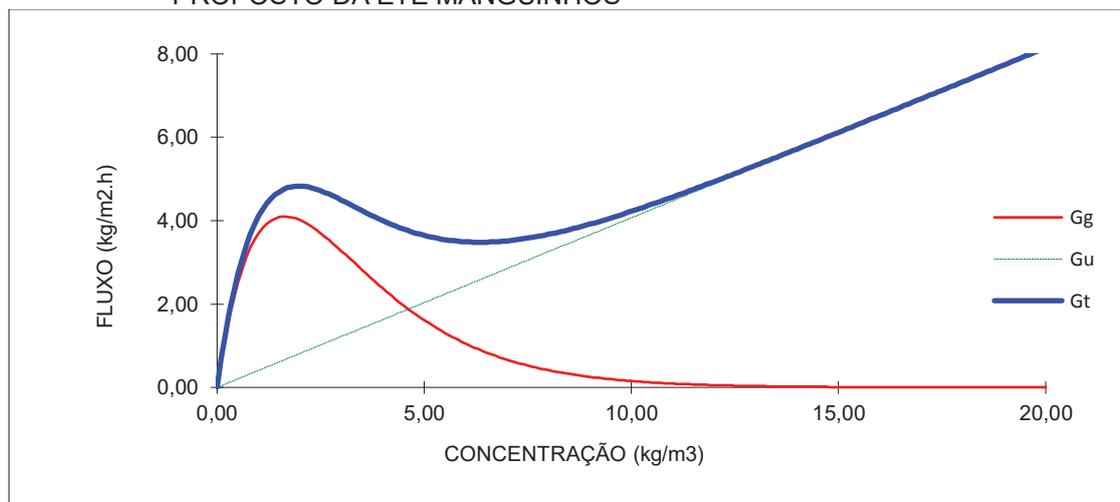
FIGURA 29 – FLUXO DE SÓLIDOS NOS NOVOS DECANTADORES SECUNDÁRIOS PROPOSTOS DA ETE MANGUINHOS



FONTE: O autor (2021).

Na FIGURA 30, o fluxo limite corresponde do mínimo da curva do fluxo total  $G_g$ . A mistura líquida entra no decantador com uma concentração  $C_0 = 4,24 \text{ kg.m}^{-3}$ , também denominado SSTA. À medida que o lodo se condensa e a sua concentração aumenta, a capacidade de transmitir os sólidos para o fundo do tanque diminui. Tal ocorre nessa faixa, o aumento de  $C$  ocasiona uma redução na velocidade de sedimentação  $v_{sed}$ . A capacidade de transferência de sólidos para o fundo diminui até que seja atingida a concentração de  $6,30 \text{ kg.m}^{-3}$  (concentração limite CL). Nessas condições, tem-se o máximo valor do fluxo que pode ser transferido para o fundo, ou seja, o fluxo limite,  $3,48 \text{ kg.m}^{-3}$ .

FIGURA 30 – FLUXO LIMITE TOTAL DE SÓLIDOS NOS DECANTADORES SECUNDÁRIOS PROPOSTO DA ETE MANGUINHOS



FONTE: O autor (2021).

Em seguida, a concentração do lodo aumenta até atingir a concentração do lodo de fundo,  $C_u = 8,60 \text{ kg.m}^{-3}$ . Nessa faixa, a capacidade de transmissão de sólidos

para o fundo volta a crescer devido à concentração de  $C$  no fluxo gravitacional  $G_g$ . Apesar desse crescimento do fluxo transmitido ao fundo, o decantador encontra-se anteriormente limitado pela sua capacidade limite. Caso seja aplicado no decantador, um fluxo de sólidos superior ao fluxo limite, esse fluxo não conseguirá ser totalmente transmitido ao fundo do decantador. Nessas condições, apenas o fluxo limite é transferido, e o fluxo excedente gera uma expansão no volume ocupado pelo lodo. Como o fluxo aplicado é de  $3,46 \text{ kg.m}^{-3}$  e o fluxo limite de  $3,48 \text{ kg.m}^{-3}$ , ou seja, o decantador secundário possui uma folga operacional.

## 5 CONCLUSÕES

A ETE selecionada para o estudo de caso foi a ETE Manguinhos situada em Serra/ES, que possui capacidade máxima de projeto de  $111 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ , operando durante o período do estudo sob uma vazão média de  $66,99 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ . Nos meses de janeiro e fevereiro foram encontradas as maiores vazões no sistema e a temperatura do efluente permaneceu durante todo o período durante a faixa ideal para tratamento, favorecendo o crescimento microbiano no reator.

O parâmetro de qualidade de turbidez apresentou eficiência média de remoção de 35,7% no sistema de lodos ativados, abaixo de valores obtidos pela literatura entre 62 a 90% (CAPODICI et al., 2019; REIJKEN et al., 2018; QASIN; ZHU, 2017), pois os decantadores operam sobrecarregados. O pH apresentou uma baixa variação quando comparado aos valores de entrada e saída e os valores ficaram na faixa tolerável para os microrganismos de lodo ativado conforme exige a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) e os valores recomendados de literatura.

As eficiências médias de remoção de  $\text{DBO}_5$  e DQO da ETE foram de 81,57% e 77,83%, respectivamente, fora do desejável logo que um sistema de lodos ativados com aeração prolongada possui eficiência entre 85% e 98%.

Com auxílio do *Stoat*, fazendo uso do modelo ASM1, o sistema de lodos ativados da ETE Manguinhos foi modelado, calibrado e validado e com isso foi possível simular diferentes cenários a fim de encontrar melhorias para o sistema para obter melhores eficiências. Durante a calibração, 8 coeficientes do modelo se apresentaram fora da faixa recomendada pela literatura. Porém, como modelo foi capaz de prever o comportamento do sistema, foi validado com uma diferença média de 2,22% entre dados modelados e observados. Apesar de o modelo possuir alguns desvios em relação à matéria nitrogenada, atendeu aos objetivos do presente estudo.

Por meio da simulação hidráulica, constatou-se que o sistema de lodos ativados atende à demanda em termos de vazão. Ainda assim, no dimensionamento do sistema em projeto foi considerado toda a biomassa volátil como biodegradável e dessa forma a carga de  $\text{DBO}_5$  estimada foi de  $2.829 \text{ kg DBO}_5\cdot\text{dia}^{-1}$  e na realidade o sistema uma capacidade de  $1.689 \text{ kg DBO}_5\cdot\text{dia}^{-1}$ . Também, os sistemas de aeração estão mal distribuídos e o sistema de recirculação de lodo secundário não possui capacidade para atender a demanda adequadamente.

A partir dessa análise, foram propostas melhorias no sistema de lodos ativados por aeração prolongada da ETE Manguinhos que consistiram em: ampliação do reator de lodos ativados; melhorias na zona anóxica; melhorias no sistema de aeração; interligação da estação elevatória de recirculação interna de lodo; melhorias no sistema de decantação; e ampliação da estação elevatória de recirculação de lodo secundário.

Para o reator é necessário um aumento do volume de 5.248 m<sup>3</sup> para 6.148 m<sup>3</sup>. Em relação aos decantadores, propõe-se a implementação de dois novos de 1.881 m<sup>3</sup> cada sob diâmetro de 25 metros. E para os aeradores, foi sugerida a aquisição de 5 novos para aumentar a disponibilidade de OD no sistema.

Com intuito de otimizar a remoção da matéria nitrogenada e atender a capacidade mínima, a estação elevatória de recirculação de lodo secundário necessitou ainda de ampliação de 94L.s<sup>-1</sup> para 141 L.s<sup>-1</sup>.

A partir das proposições de melhoria, observou-se que a concentração média de entrada e saída DBO<sub>5</sub> e nitrogênio total foram, respectivamente, de 282,4 e 25,01 mg DBO<sub>5</sub>.L<sup>-1</sup> e 67,73 e 18,00 mg N.L<sup>-1</sup> e com isso a eficiência global do sistema para remoção de matéria biológica e nitrogenada proposta é de 91,14% e 73,42%, respectivamente.

Para trabalhos futuros, sugere-se:

- Avaliar as ETEs operantes sob lodos ativados de aeração prolongada em regiões com temperaturas mais baixas e diferentes faixa de vazões;
- Os dados neste estudo foram coletados pela ETE sem uma periodicidade definida, e com isso a comparação gráfica do modelo e a da realidade foi inviabilizada. A sugestão de estudo é que as análises sejam coletadas de hora em hora ou pelo menos diariamente em 3 turnos diferentes (manhã, tarde e noite);
- Este estudo assumiu as frações de matéria carbonácea e nitrogenada com base na literatura, em que estão descritos ranges de fracionamento. Idealmente, antes de alterar os coeficientes estequiométricos e cinéticos do modelo, seria interessante simular diferentes frações a fim de entender qual representa melhor o modelo;
- Para construir um modelo mais preciso e próximo da realidade, a sugestão é fazer uso de análises físico-químicas do lodo para obter valores mais

próximos dos reais para pelo menos alguns dos coeficientes estequiométricos e cinéticos.

## REFERÊNCIAS

- ABUSAM, A. Calibration of ASM1 for Carbon and Nitrogen Removals of Riqqa Activated Sludge System. **International Journal of Modeling and Optimization**, Kuwait, v. 4, n. 6, p. 461, 2014.
- ALÉM SOBRINHO, P. Estudo dos fatores que influem no processo de lodos ativados – determinação de parâmetros de projeto para esgotos predominantemente domésticos. **Revista DAE**, v.132, p.49-85, 1983.
- AL MADANY, A. M.; EL-SEDDIK, M. M.; ABDALLAH, K. Z. Extended Activated Sludge Model No. 1 with Floc and Biofilm Diffusion for Organic and Nutrient Removal. **Journal of Environmental Engineering**, v. 146, n. 4, p. 4-20, 2020
- AMARAL, C. **Contribuição para a modelagem e simulação do processo de lodos ativos em sistemas de tratamento de efluentes em simulador baseado em equações**. 56 f. Monografia (Bacharelado em Engenharia de Alimentos) – Fundação Universidade Federal de Rondônia, Ariquemes, 2014.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Uso do Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas no desenvolvimento de trabalhos científicos. **Revista Sustinere**, v. 8, n. 1, p. 102-123, 2020.
- ANDRAKA, D. Reliability Analysis of Activated Sludge Process by Means of Biokinetic Modelling and Simulation Results. **Water**, v. 12, n. 1, p. 291, 2020.
- ANTILEO, C.; MEDINA, H.; BORNHARDT, C.; MUNOZ, C.; JARAMILLO, F., PROAL, J. Actuators monitoring system for real-time control of nitrification-denitrification via nitrite on long term operation. **Chemical Engineering Journal**, v. 223, p. 467-478, 2013.
- ASLAN, S.; MILLER, L.; DAHAB, M. Ammonium oxidation via nitrite accumulation under limited oxygen concentration in sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 2, p. 659-664, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12209**: Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 2011. 12 p.
- BAETEN, E. J.; BATSTONE, D. J.; SCHRAA, O. J.; VAN, L.; MARCK, C.M.; VOLCKE, E. Modelling anaerobic, aerobic and partial nitrification-anammox granular sludge reactors – A review. **Water Research**, v. 149, p. 322-341, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.026> Acesso em: 20 jan. 2020.
- BAPTISTA, M. T. **Avaliação dos modelos matemáticos ASM1 e ASM3 calibrados com dados de monitoramento padrão de um sistema de lodos ativados**.97f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de pesquisas hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2020.

BARROS, Antônio Ricardo Mendes. **Avaliação dos parâmetros cinéticos de biomassa gerada em sistemas de lodo ativado**. 2014. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Paraíba, Brasil, 2014.

BARROS, R. T. V.; CASTRO, A. A.; CHERNICHARO, C. A. L.; VON SPERLING, E.; HELLER, L.; VON SPERLING, M. **Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios: saneamento**. Belo Horizonte: UFMG, 1995.

BATSTONE, D.J., PUYOL, D., FLORES-ALSINA, X., RODRÍGUEZ, J. Mathematical modelling of anaerobic digestion processes: applications and future needs. **Rev. Environ. Sci. Biotechnol**, v.14, p. 595-613, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11157-015-9376-4>.

BENGTSSON, S., DE BLOIS, M., WILEN, B.M., GUSTAVSSON, D. Treatment of municipal wastewater with aerobic granular sludge. **Crit. Rev. Environ. Sci. Technol**, v. 48, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1439653>.

BERNAT, K.; KULIKOWSKA, D.; ZIELIŃSKA, M.; CYDZIK-KWIATKOWSKA, A.; WOJNOWSKA-BARYŁA, I. Nitrogen removal from wastewater with a low COD/N ratio at a low oxygen concentration. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 7, p. 4913-4916, 2011.

BERNET, N.; DANGCONG, P.; DELGENES, J.P.; MOLETTA, R. Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor. **Journal of Environmental Engineering**, v. 127, n. 3, p. 266-271, 2001.

BORJA, P. C. Política pública de saneamento básico: uma análise da recente experiência brasileira. **Revista saúde e sociedade**, São Paulo, v.23, n.2, p.432-447, 2014. DOI: [doi.org/10.1590/s0104-12902014000200007](https://doi.org/10.1590/s0104-12902014000200007)

BORTOLI, M.; KUNZ, A.; SOARES, H. M.; BELLI FILHO, P.; COSTA, R. H. R. DA. Emissão de óxido nitroso nos processos de remoção biológica de nitrogênio de efluentes. **Eng. Sanit. Ambient.** , v. 17, n.1, p.1-6, 2012.

BORZOOEI, S.; AMERLINCK, Y.; PANEPINTO, D.; ABOLFATHI, S.; NOPENS, I., SCIBILIA, G.; ZANETTI, M. C. Energy optimization of a wastewater treatment plant based on energy audit data: small investment with high return. **Environmental Science and Pollution Research**, v.27, n.15,p.1-14, 2020.

BRASIL. **Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005**. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: [www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf)> Acesso em: 06 maio 2018.

BRDJANOVIC, D.; MEIJER, S.C.F.; LOPEZ-VAZQUEZ, C.M.; HOOIJMANS, C.M.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Applications of Activated Sludge Models. **IWA publishing**, London, UK. 2015. DOI: <https://doi.org/10.2166/9781780404660>.

BUENO, R. F.; CAMPOS, F.; ALÉM SOBRINHO, P.; PIVELLI, R. P. Remoção biológica de nitrogênio por meio do processo de Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas (NDS) em Lodo Ativado de Fluxo Contínuo. **Revista DAE**, São Paulo, v. 68, n. 222, p. 65-87, 2020.

BUENO, R. D. F.; PIVELI, R. P.; CAMPOS, F. Lodo ativado com aeração prolongada operado sob baixa concentração de oxigênio dissolvido: comportamento cinético das bactérias heterotróficas e autotróficas nitrificantes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 5, p. 939-947, 2019.

BUENO, R. F. **Avaliação na nitrificação e desnitrificação simultânea em estação de tratamento de esgoto em escala real**. 2016. 155f. Tese (Doutorado Engenharia Elétrica) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2016.

BUI, X.; CHART, C., TAKAHIRO, F.; SUNITA, E. D. S. **Water and Wastewater Treatment Technologies**. Singapore: Springer, 2019.

CALISE, F.; EICKER, U.; SCHUMACHER, J.; VICIDOMINI, M. Wastewater Treatment Plant: Modelling and Validation of an Activated Sludge Process. **Energies**, v.13, n. 15, p. 3925, 2020.

CALLADO, N. H.; DE ALMEIDA CHAGAS, H. C.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z. Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em reator híbrido anaeróbio/aeróbio/anóxico operado em bateladas sequenciais. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 8, n. 2, p. 1-14, 2020.

CAPODICI, M.; CORSINO, S.F.; DI TRAPANI, D.; TORREGROSSA, M.; VIVIANI, G. Effect of biomass features on oxygen transfer in conventional activated sludge and membrane bioreactor systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 240, p. 118071, 2019.

CERVANTES-CARRILLO, F.; PEREZ, J.; GOMEZ, J. Avances em la eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales. **Revista Latinoamericana de Microbiología**, v. 42, n.2, p. 73-82, 2000.

CHAVES, V. S.; SCHNEIDER, H. M.; LIMA, A. S.; MENDONÇA, L. C. Desempenho das estações de tratamento do esgoto de Aracaju. **Revista DAE**. v. 66, n. 209, 2018.

CHAGAS et al. **Determinação da turbidez da água a partir da concentração de sólidos suspensos**. XXV CONIRD – CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM. São Cristóvão: UFS, 2015. p.1099-1102.

COLLIVER, B.B.; STEPHENSON, T. Production of nitrogen oxide and dinitrogen oxide by autotrophic nitrifiers. **Biotechnology Advances**, v. 18, n. 3, p. 219-232, 2000.

CORBALÁ-ROBLES, L., PICIOREANU, C.; VAN LOOSDRECHT, M. C.; Pérez, J. Analysing the effects of the aeration pattern and residual ammonium concentration in a partial nitrification-anammox process. **Environmental Technology**, v. 37, n. 6, p.694-702, 2016.

COSTA, Carlos. Dynamic Modeling of Biological Treatment of Leachates from Solid Wastes. **Environmental Modeling & Assessment**, v. 23, n. 2, p.165-173, 2018.

DA ROCHA, K. M.; SALAMONI, S. P.; DOS SANTOS, R. H.; GOLDBACH, A. Monitoramento e avaliação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de uma estação de tratamento de efluentes com sistema de lodos ativados em uma agroindústria no meio oeste de Santa Catarina, **Revista de Engenharia Civil IMED**, v.3, n.1, p.25-36, 2016.

DELNAVAZ, M. Application of mathematical models for determination of microorganisms growth rate Kinetic coefficients for wastewater treatment plant evaluation. **Journal of Environmental Health Engineering**, v. 4, n. 3, p. 268-257, 2017.

DO AMARAL, K. G. C.; DE SANTI SOARES, J.; RIETOW, J.; AISSE, M. M. ACV ambiental de ETE que emprega lodos ativados como pós tratamento de reator UASB. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 3, 2021.

DORAN, P. M. **Bioprocess Engineering Principles**. 2.ed. Oxford U: Elsevier, 2013.

DOWNING, A.L. **Selected subjects in waste treatment**. 3.ed.Delft: IHE, 1964.

EMBRAPA. **Normas de qualidade da água**. Disponível em: <https://www.cnpma.embrapa.br/projetos/ecoagua/princip/qualagua.html>. Acesso em: 26 jan. 2021.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Nutrient Control Design Manual**. Cincinnati: The Cadmus Group Inc, 2009.

ESPINOSA-RODRÍGUEZ, M. A.; FALL, C. Optimization de la producción de lodos en un sistema de lodos activados a través de la calibración del modelo ASM1. **Ingeniería, investigación y tecnología**, v. 16, n. 1, p. 93-104, 2015.

FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e de nitrificação biológica. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: UFRGS, 2000.p.1-25.

FERREIRA, M. P.; GARCIA, M. S. D. Saneamento básico: meio ambiente e dignidade humana. **Dignidade Re-Vista**. v. 2, n. 3, p. 12, 2017.

FOUAD, M.; BHARGAVA, R. A simplified model for the steady-state biofilm-activated sludge reactor. **Journal of environmental management**, v. 74, n. 3, p. 245-253, 2005.

FRIEDRICH, M.; TAKÁCS, I.; E TRÄNCKNER, J. Physiological adaptation of growth kinetics in activated sludge. **Water research**, v.85, p.22-30, 2015.

GARRIDO, J.M.; VAN BENTHUM, W.A.; VAN LOOSDRECHT, M.C.; HEIJNEN, J.J. Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 53, n. 2, p. 168-178, 1997.

GAO, F. N.; J.; LI, S.; WANG, Y. Modeling and simulation of a biological process for treating different COD: N ratio wastewater using an extended ASM1 model. **Chemical Engineering Journal**, v. 332, p. 671-681, 2018.

GERNAEY, K.V.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; HENZE, M.; LIND, M.; JORGENSEN, S.B. Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art. **Environmental Modelling and Software**, p. 763-783, 2004.

GU, Y.; LI, Y.; LI, X.; LUO, P.; WANG, H.; WANG, X.; LI, F. Energy self-sufficient wastewater treatment plants: feasibilities and challenges. **Energy Procedia**, v.105, p. 3741-3751, 2017

GUIMARÃES, A.J.A.; CARVALHO, D.F.; SILVA, L.D.B. **Saneamento e meio ambiente**. 2007. Disponível em: [http://www.ufrrj.br/institutos/it/deng/leonardo/downloads/APOSTILA/Apostila%20IT%20179/Cap %203.pdf](http://www.ufrrj.br/institutos/it/deng/leonardo/downloads/APOSTILA/Apostila%20IT%20179/Cap%203.pdf). Acesso em: 20 maio de 2020

HAUDUC, H.; RIEGER, L.; OEHMEN, A.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; COMEAU, Y.; HEDUIT, A.; VANROLLEGHEM, P.A.; GILLOT, S. Critical review of activated sludge modeling: state of process knowledge, modeling concepts, and limitations. **Biotechnol. Bioeng**, v.110, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1002/bit.24624>.

HELMER, C.; KNUST, S. Simultaneous nitrification/denitrification in an aerobic biofilm system. **Water Science and Technology**, v. 37, n. 4-5, p. 183-187, 1998.

HENZE, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C.; EKAMA, G. A.; BRDJANOVIC, D. (Eds.). **Biological wastewater treatment**. IWA publishing, 2008.

HENZE, Mogens et al. **Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes**. 2002.

HENZE, M.; GUJER, W.; MINO, T.; MATSUO, T.; WENTZEL, M. C.; MARAIS, G. V. R.; VAN LOOSDRECHT, M. Activated sludge model no. 2d, ASM2d. **Water Science and Technology**, v. 39, n.1, p. 165-182, 1999.

HENZE, M.; GUJER, W.; MINO, T.; VAN LOOSDRECHT, M. **Activated sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d e ASM3**. London: IWA Publishing, 2000.

HENZE, M., GRADY, C.P.L., JR., GUJER, W., MARAIS, G.V.R., MATSUO, T. Activated Sludge Model No. 1. **IAWQ Scientific and Technical Report No. 1**, London, UK, 1987.

HIDAKA, T.; YAMADA, H.; KAWAMURA, M.; TSUNO, H. Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent-aeration process with two tanks. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 12, p. 181-188, 2002.

HOCAOGLU, S.M.; INSEL, G.; COKGOR, E.U.; ORHON, D. Effect of low dissolved oxygen on simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor treating black water. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 6, p. 4333-4340, 2011.

HUBAUX, N.; WELLS, G.; MORGENROTH, E. Impact of coexistence of flocs and biofilm on performance of combined nitrification-anammox granular sludge reactors. **Water research**, v. 68, p. 127-139, 2015.

ISSA, H. M. Optimization of Wastewater Treatment Plant Design using Process Dynamic Simulation: A Case Study from Kurdistan, Iraq. **Aro-The scientific journal of Koya University**, v. 7, n. 1, p. 59-66, 2019.

JENKINS, D.; WANNER, J. (Ed.). **Activated sludge-100 years and counting**. IWA publishing, 2014.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, CA. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6.ed. Rio de Janeiro, 2011.

KARLIKANOVAITE-BALIKCI, Agne; YAGCI, Nevin. Determination and evaluation of kinetic parameters of activated sludge biomass from a sludge reduction system treating real sewage by respirometry testing. **Journal of environmental management**, v. 240, p. 303-310, 2019.

KARPINSKA, A.M., BRIDGEMAN, J. CFD-aided modelling of activated sludge systems and a critical review. **Water Res**, v.88, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.008>

KIM, M.; CUI, F. Use of Nonsteady-state Biofilm Model to characterize heterotrophic and autotrophic biomass within aerobic granules. **KSCE Journal of Civil Engineering**, v. 21, n. 7, p. 2584-2589, 2017.

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. **Water Sci. Techno**, v. 50, 2004.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas**. Tradução de Sérgio Fuchs Calil e Pedro Maurício Buchler. São Paulo: Edgard Blucher, 1995.

LIOTTA, F.; CHATELLIER, P.; ESPOSITO, G.; FABBRICINO, M., VAN HULLEBUSCH, E.D., LENS, P.N.L. Hydrodynamic mathematical modelling of aerobic plug flow and nonideal flow reactors: a critical and historical review. **Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.** v.44, p-2642-2673, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2013.829768>.

LIOTTA, F. ; CHATELLIER, P. ; ESPOSITO, G. ; FABBRICINO, M. ; VAN HULLEBUSCH, E.D. ; LENS, P.N.L. ; PIROZZI, F. Current views on hydrodynamic models of nonideal flow anaerobic reactors. **Crit. Rev. Environ. Sci. Technol**, v. 45, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2015.1010426>.

LISBONA LEVY, A. L. **Modelagem e Análise de Sensibilidade do Processo de Tratamento de Lodo Ativado com Reciclo**. 149f. Tese (Mestrado em Engenharia Química) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

LOO, R. M.; VELÁZQUEZ, A. **Optimization of activated sludge process through energy saving**. In: XVI WOLD WATER CONGRESS, IWRA, Cancun, 2017.

LOPES, L. R. S. **Modelação matemática do sistema de lamas ativadas da ETAR de Ílhavo**. 76f. Tese (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade de Coimbra, Portugal, 2017

LÜBKEN, M.; SCHWARZENBECK, N.; WICHERN, M.; WILDERER, P. A. Modelling nutrient removal of an aerobic granular sludge lab-scale SBR using ASM3. **Aerobic granular sludge**. London, UK, 2005. p. 103-110

MACKENZIE, L. D. **Water and wastewater engineering**. Design Principles and Practice. eBook: McGraw-Hill Inc, 2010.

MAKINIA, J.; ZABOROWSKA, E. **Mathematical modelling and computer simulation of activated sludge systems**. IWA publishing, 2020.

MAN, Y.; SHEN, W.; CHEN, X.; LONG, Z.; PONS, M. N. Modeling and simulation of the industrial sequencing batch reactor wastewater treatment process for cleaner production in pulp and paper mills. **Journal of Cleaner Production**, v. 167, p. 643-652, 2017.

MANEA, E.E. **Simulation of full-scale wastewater treatment biological processes**. In: CONFERENCE: INTERNATIONAL SYMPOSIUM “THE ENVIRONMENT AND THE INDUSTRY”, p. 422-427, 2017. DOI: 10.21698/simi.2016.0059.

MAMAI, D.; NOUTSOPOULOS, C.; DIMOPOULOU, A.; STASINAKIS, A.; LEKKAS, T. D. Wastewater treatment process impact on energy savings and greenhouse gas emissions. **Water Science and Technology**, v. 71, n.2, p. 303-308, 2015.

METCALF, EDDY, I. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th rev. ed. New York, 2003.

METCALF, E. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução de: HESPANHOL, Ivanildo e MIERZWA, José Carlos. 5.ed.Porto Alegre: AMGH, 2016.

MHLANGA, F. T. **Modelling municipal wastewater treatment plants for industrial effluent discharge permitting**: focusing on how modelling can be carried out in cases where measurements and resources are limited. University of KwaZulu-Natal.274f. Tese (Doutorado em Philosophy in Chemical Engineering) – University of KwaZulu-Natal, Durban, 2016.

MOHAMADI, F.; RAHI, S.; BINA, B.; AMIN, M. M. Modeling of activated sludge with ASM1 model, case study on wastewater treatment plant of South of Isfahan. **Current World Environment**, v. 10, n. Special Issue, p. 96, 2015.

MOHAMMADI, H.; SABZALI, A.; GHOLAMI, M.; DEHGHANIFARD, E.; MIRZAEI, R. Comparative study of SMBR and extended aeration activated sludge processes in the treatment of high-strength wastewaters. **Desalination**, v. 287, p. 109-115, 2012.

MORAIS, T.A.; MONTANHINI, R.S.O.; FERREIRA, T.G. **Utilização do Software WRc STOAT na simulação de sistema de Lodo Ativado como inovação de processo no tratamento de efluentes**. In: VI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, Ponta Grossa: UTFPR, 2017.

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

MOTA, L. S. **Automatização e otimização de sistemas de lodo ativado em regime de bateladas sequenciais visando à remoção biológica de nitrogênio**. 2015. 79f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2015.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 4.ed. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 388p.

NELSON, M. I.; SIDHU, H. S. Analysis of the activated sludge model (number 1). **Applied Mathematics Letters**, v. 22, n.5, p.629-635, 2009.

NGUYEN, D. H. **Optimisation de la conception et du fonctionnement des stations de traitement des eaux usées**. Tese de Doutorado, Université de Lorraine, 2014.

NICOLELLA, C., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJNEN, J.J. Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. **J. Biotechnol**, v.8, n.1, p.1-33, jun 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(00\)00229-7](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(00)00229-7).

OLIVEIRA, S.M.A.C.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: análise de desempenho. **Engenharia sanitária e ambiental**, v.10, n.4, p.347-357, 2005a.

OLIVEIRA, C. F. **A gestão dos serviços de saneamento básico no Brasil**. Scripta Nova Revista electrónica de geografía y ciencias sociales, Barcelona, v. IX, n. 194 p.73, 2005. ISSN: 1138-9788.

OSELAME, M C. **Simulação e calibração de reator em bateladas sequenciais (SBR) no tratamento de esgoto sanitário em escala real**. 143f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, 2013.

PAUL, P. Assessing the influence of pronounced diurnal temperature variations in nontemperate zones on the denitrification/nitrification rate using the C OST B benchmark activated sludge model no. 1 simulation. **Water and Environment Journal**, v. 28, n. 4, p. 526-532, 2014.

PEREIRA, A.L.S.; VIMIEIRO, G.V.; PRADO, F.V. **Avaliação da eficiência da estação de tratamento de efluentes de um laticínio do estado de Minas Gerais**. In: IV CONGRESSO BAIANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Cruz das Almas, Bahia. 2016.

PESSOA, A.D. **Os sistemas de saneamento na cidade do Rio de Janeiro**. Coletânea em Saneamento ambiental, série temática Recursos hídricos e saneamento, Vol. 2, 1ª Edição, Rio de Janeiro, 2012.

PISTORELLO, J. **Simulação do co-tratamento de resíduo de tanque séptico em estação de tratamento de esgoto doméstico**. 124f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018.

POMBO, S.C.M.A. **Contributo para a utilização de modelos de simulação dinâmica no dimensionamento de processos de lamas activadas**. 233f. tese (Doutorado em Engenharia Sanitária) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Lisboa, Portugal, 2011.

PRINTEMPS, C.; BAUDIN, A.; DORMOY, T.; ZUG, M.; VANROLLEGHEM, P. A. Optimisation of a large WWTP thanks to mathematical modelling. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 7, p. 113-122, 2004.

QASIM, S. R.; ZHU, G. **Wastewater treatment and reuse, theory and design examples**, volume 1: Principles and basic treatment. CRC Press, 2017.

QUEIROZ, L.M.; **Estudo da remoção biológica de nitrogênio via nitrito utilizando fenol como fonte de carbono operando um reator em bateladas sequenciais (SBR) em escala piloto**. 150f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

OULEBSIR, R.; LEFKIR, A.; SAFRI, A.; BERMAD, A. Optimization of the energy consumption in activated sludge process using deep learning selective modeling. **Biomass and Bioenergy**, v.132, p.105420, 2020.

RAFATI, M.; PAZOUKI, M.; GHADAMIAN, H.; HOSSEINNIA, A.; JALILZADEH, A. Effect of operating parameters on the performance of wastewater treatment plant (Case study: The south of Tehran wastewater treatment). **Advances in Environmental Technology**, v. 4, n. 4, p. 211-221, 2018.

REIJKEN, C.; GIORGI, S.; HURKMANS, C.; PÉREZ; J.; VAN LOOSDRECHT, M.C. Incorporating the influent cellulose fraction in activated sludge modelling. **Water research**, v. 144, p. 104-111, 2018.

REISMANN, H.; VIEIRA, B.; RODRIGUES, T. M. **Remoção de nitrogênio e fósforo em efluentes: principais técnicas existentes, características, oportunidades e desafios para o tratamento terciário de efluentes**. In: CONGRESSO ABES – FENASAN. São Paulo/SP, 2017.

REVOLLAR, S.; MENESES, M.; VILANOVA, R.; VEGA, P.; FRANCISCO, M. **Quantifying the Benefit of a Dynamic Performance Assessment of WWTP. Processes**, Barcelona, v.8, n.2, p.206, 2020.

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, London, UK: IWA Publishing, 2012.

RONGSAYAMANONT, C. et al. Relationship between respirometric activity and community of entrapped nitrifying bacteria: Implications for partial nitrification. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 46, n. 3-4, p. 229-236, 2010.

RUIZ, G.; JEISON, D.; CHAMY, R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. **Water Research**, v. 37, n. 6, p. 1371-1377, 2003.

SAMIOTIS, G.; TZELIOS, D.; TRIKOILIDOU, E.; KOUTELIAS, A.; AMANATIDOU, E. Innovative Approach on Aerobic Activated Sludge Process towards more Sustainable Wastewater Treatment. In **Multidisciplinary Digital Publishing Institute Proceedings**, v.2, n.11, p.645, 2018.

SÁNCHEZ, O. **Environmental engineering and activated sludge processes: models, methodologies, and applications**. CRC Press, 2016.

SANTOS, E. V. M. **Desnitrificação em sistemas de lodo ativado**. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

SARJAR, U.; DASGUPTA, D.; BHATTACHARYA, T.; PAL, S.; CHAKROBORTY, T. Dynamic simulation of activated sludge based wastewater treatment processes: Case studies with Titagarh Sewage Treatment Plant, India. **Desalination**, v. 252, n. 1-3, p. 120-126, 2010.

SIMON-VÁRHELYI, M.; CRISTEA, V. M.; LUCA, A. V. Reducing energy costs of the wastewater treatment plant by improved scheduling of the periodic influent load. **Journal of Environmental Management**, v.262, p.110294, 2020.

SILVA FILHO, H. A. **Nitrificação em Sistemas de Lodo Ativado**. 134 f. dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

SHINGO, K. Y. Aplicação do software WRc STOAT em estação de tratamento de águas residuárias de indústria de laticínios. 48 f. Trabalho de Conclusão de Curso

(Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2018.

SOUSA, C. D. S. S.; SOUSA, S.C.S; ALVARES, A.M. Diretrizes normativas para o saneamento básico no Brasil. **Caderno de Geografia**, v. 25, n. 43, p. 102-15, 2015.

SOUZA, T.P. **Análise da aplicabilidade do software WRc STOAT em um sistema de tratamento de esgoto**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.

STENSTROM, M. K.; PODUSKA, R. A. The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification. **Water Res**, v.14, p.643-649, 1980.

TEIXEIRA, A. C. **Modelagem por redes neurais do sistema biológico do tratamento de efluentes em refinarias de petróleo**. 91f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

TEIXEIRA, J. C, et al. Estudo do impacto das deficiências de saneamento básico sobre a saúde pública no Brasil no período de 2001 a 2009. **Eng Sanit Ambient** v.19, n.1, p. 87-96. 2014.

TENEDINI, **Avaliação da eficiência no tratamento biológico, tipo lodo ativado, de uma indústria de laticínio**. 91f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, A Universidade do Vale do Taquari, Lajeado, 2016.

TOMAZONI, et al. Utilização de medidas de turbidez na quantificação da movimentação de sólidos por veiculação hídrica nas 70 bacias dos rios Anta Gorda, Brinco, Coxilha Rica e Jirau – sudoeste do estado do Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**, v.57, p. 49-56, 2005.

TRZCINSKI, A. P. **Advanced Biological, Physical, and Chemical Treatment of Waste Activated Sludge**. CRC Press, 2018.

VAN HAANDEL, A. C. **Nitrification and Denitrification Kinetics in the Activated Sludge Process**. University of Cape Town, 1981.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado**: Teoria e aplicações para projetos e operações. Campina Grande: Epgraf, 1999.

VAN HAANDEL, A. C. **Advanced Biological Treatment Process for Industrial Wastewaters**. IWA Publishing, London, UK; 2006.

VAN HAANDEL, A. C.; VAN DER LUBBE, J. **Handbook biological wastewater treatment**: design and optimization of activated sludge systems. 2. ed. Londres. UK: IWA Publishing of Alliance House, 2012. p.816.

VANGSGAARD, A. K.; MAURICIO-IGLESIAS, M.; GERNAEY, K. V.; SMETS, B. F.; SIM, G. Sensitivity analysis of autotrophic N removal by a granule-based bioreactor: Influence of mass transfer versus microbial kinetics. **Bioresource technology**, v. 123, p. 230-241, 2012.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2016.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos de tratamento de esgotos**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2016a.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Facilities development subcommittee; American society of civil engineers. **Committee on water pollution management**. Design of municipal wastewater treatment plants. Fifth Edition, Water Environment Federation, 2010.

WETT, B.; NYNHUIS, G.; TAKÁCS, I.; MURTHY, S. Development of enhanced deammonification selector. **Water environment federation**, weftec, p. 2-6, 2010.

WINKLER, M.-K.H.; MEUNIER, C.; HENRIET, O.; MAHILLON, J.; SU\_ AREZ-OJEDA, M.E.; DEL MORO, G.; DE SANCTIS, M.; DI IACONI, C.; WEISSBRODT, D.G. An integrative review of granular sludge for the biological removal of nutrients and recalcitrant organic matter from wastewater. **Chemical engineering journal**, v.336, p 489-502, 2018.

WOLFF, D.B. **Remoção biológica de carbono e nitrogênio de esgoto urbano em reatores híbridos utilizando dois materiais suporte flotantes**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, 2005.

WRC plc COMPANY. WRc STOAT: **Dynamic Modelling of Wastewater Treatment Plants**. Inglaterra, 2012. Disponível em: <<http://www.wrcplc.co.uk/Data/Sites/1/media/pdfs/general/STOAT.pdf>>. Acesso em 20 dez. 2019.

WU, X., YANG, Y., WU, G., MAO, J., ZHOU, T. SIMULATION AND OPTIMIZATION OF A COKING wastewater biological treatment process by activated sludge models (ASM). **Journal of environmental management**, v. 165, p. 235-242, 2016.

YANG, S. S.; PANG, J. W.; GUO, W. Q.; YANG, X. Y.; WU, Z. Y.; REN, N. Q.; E ZHAO, Z. Q. Biological phosphorus removal in an extended ASM2 model: Roles of

extracellular polymeric substances and kinetic modeling. **Bioresource technology**, v.232, p.412-416, 2017.

YOO, H.; AHN, K.H.; LEE, H.J.; LEE, K.H.; KWAK, Y.J., SONG, K.G. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently aerated reactor. **Water Research**, v. 33, n. 1, p. 145-154, 1999.

ZHOU, M.; GONG, J.; YANG, C.; PU, W. Simulation of the performance of aerobic granular sludge SBR using modified ASM3 model. **Bioresource Technology**, v. 127, p. 473-481, 2013.

ZHU, Z.; WANG, R.; LI, Y. Evaluation of the control strategy for aeration energy reduction in a nutrient removing wastewater treatment plant based on the coupling of ASM1 to an aeration model. **Biochemical Engineering Journal**, v. 124, p. 44-53, 2017.

ZIELINSKA, M.; BERNAT, K.; CYDZIK-KWIATKOWSKA, A.; SOBOLEWSKA, J.; WOJNOWSKA-BARYLA, I. Nitrogen removal from wastewater and bacterial diversity in activated sludge at different COD/N ratios and dissolved oxygen concentrations. **Journal of Environmental Sciences**, China, v. 24, n. 6, p. 990-998, 2012.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. **Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea**. Engenharia sanitária e ambiental: órgão oficial de informação técnica da ABES, v. 21, n. 1, p. 29-42, 2016.

## ANEXO 1 – RESUMO DESCRITIVO DO MODELO HIDRÁULICO ASM1

Este anexo, apresenta-se um resumo descritivo do modelo hidráulico ASM1 para lodos ativados (ASMs) da IWA, com base em Henze et al. (2000). A seguir é apresentada a descrição das variáveis usadas no ASM1, com base na referência Henze et al. (2000).

### 1.1. Variáveis da matéria carbonácea (DQO)

A unidade de medida escolhida para o desenvolvimento do modelo ASM1 foi a DQO, pois fornece uma associação útil entre o substrato orgânico, a concentração de biomassa e o consumo de oxigênio. A matéria orgânica presente no efluente foi classificada de acordo com os conceitos de biodegradabilidade e solubilidade em água. As substâncias orgânicas não biodegradáveis passam inalteradas por meio do sistema de lodos ativados, podendo estar presentes na forma solúvel ou particulada. O material orgânico solúvel inerte ( $S_i$ ) não participa de qualquer reação no meio. O substrato prontamente biodegradável ( $S_s$ ) consiste em moléculas simples que podem ser absorvidas pelos organismos e metabolizadas para obtenção de energia e para síntese celular, enquanto o substrato lentamente biodegradável ( $X_s$ ) é feito de moléculas orgânicas complexas (coloidais) que requerem uma prévia quebra enzimática para a absorção e a utilização.

O material solúvel tem a denotação ( $S$ ), enquanto a componente particulada tem a denotação ( $X$ ). A DQO inerte é dividida em material solúvel ( $S_i$ ) e particulado ( $X_i$ ), e ambos são considerados como material não afetado pela ação biológica no sistema. O material inerte solúvel deixa o sistema com o efluente decantado, enquanto o material inerte particulado é envolvido na massa de lodo, sendo o mesmo removido do sistema juntamente com o excesso de lodo.

A biomassa ativa é dividida em heterotrófica ( $X_{B,H}$ ) e autotrófica ( $X_{B,A}$ ). A biomassa heterotrófica é formada sob condições aeróbias e sob condições anóxicas, sendo destruída por decaimento. O crescimento da biomassa autotrófica pode ocorrer somente sob condições aeróbias, sendo também destruída por decaimento.

Adicionalmente, incluiu-se na modelagem uma variável referente ao material particulado inerte proveniente do decaimento da biomassa ( $X_P$ ). O balanço da DQO no modelo é representado pela equação (46).

$$QO_t = S_I + S_S + X_S + X_{B,S} + X_{B,A} + X_I + X_P \quad (46)$$

## 1.2. Variáveis nitrogenadas

O nitrogênio no modelo ASM1 é composto por amônia nitrogenada ( $S_{NH}$ ) e nitrogênio orgânico, referente à parcela de nitrogênio orgânica e ativa. O nitrogênio orgânico é dividido em uma fração solúvel e uma particulada, as quais podem ser ainda biodegradáveis e não biodegradáveis. O nitrogênio orgânico solúvel ( $S_{ND}$ ) é formado pela hidrólise do nitrogênio orgânico particulado e convertido em amônia por meio de amonificação. O nitrogênio orgânico particulado biodegradável ( $X_{ND}$ ) é gerado pelo decaimento da biomassa heterotrófica e autotrófica, subtraindo-se a quantidade associada a produtos particulados inertes, e hidrolisado a  $S_{ND}$ .

A massa de nitrogênio ativa ( $X_{NB}$ ) é incluída no modelo somente no sentido de que o decaimento de biomassa levará a uma produção de nitrogênio orgânico particulado biodegradável. O nitrogênio orgânico associado com produtos inorgânicos particulados inertes ( $S_{NP}$ ) e com a matéria orgânica particulada inerte ( $X_{NI}$ ) não está descrito na matriz do modelo.

O nitrogênio na forma de nitrato ( $S_{NO}$ ) é outro acceptor de elétrons incluído no modelo. Ele é produzido por crescimento aeróbio das bactérias autotróficas e removido durante o crescimento anóxico das bactérias heterotróficas. Embora o nitrito seja um intermediário formado durante a nitrificação, admite-se na modelagem que o nitrato é a única forma oxidada de nitrogênio presente.

### 1.3. Demais Variáveis

Os dois últimos compostos descritos no modelo ASM1 são a concentração de oxigênio dissolvido ( $S_O$ ), escrito como DQO negativa e a alcalinidade ( $S_{ALK}$ ), a qual não atua nos processos biológicos do modelo.

A concentração de ( $S_O$ ) pode ser usada para calcular a quantidade de oxigênio que deve ser fornecida para suprir as necessidades microbianas. O consumo de oxigênio está associado ao crescimento aeróbio da biomassa heterotrófica e autotrófica. O oxigênio normalmente associado com o decaimento é calculado indiretamente pelo crescimento de nova biomassa com o consumo do substrato liberado através de seu decaimento. O termo 4,57, usado como coeficiente estequiométrico para descrever o crescimento aeróbio dos organismos autotróficos, representa a demanda teórica de oxigênio associada com a oxidação da amônia a nitrato (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

A alcalinidade ( $S_{ALK}$ ) não é essencial ao modelo, mas a sua inclusão é desejável, pois pode fornecer informações a respeito de mudanças de pH, auxiliando na prevenção de problemas. Baixos valores de pH diminuem a velocidade de nitrificação e causam outros problemas, como corrosão e intumescimento do lodo (LEVY, 2007).

### 1.4. Processos dinâmicos considerados

O modelo ASM1 apresenta diversos processos, destacam-se a seguir:

#### a) Crescimento Aeróbio de biomassa heterotrófica ( $X_{B,H}$ )

A fração prontamente biodegradável do substrato ( $S_S$ ) é utilizada no crescimento da biomassa heterotrófica e o saldo é oxidado para liberação de energia, dando início a uma demanda por oxigênio. O crescimento é modelado seguindo a cinética de Monod. A amônia é utilizada como fonte de nitrogênio para a síntese celular, sendo incorporada na massa celular. Por fim, as concentrações de SS e SO são limitantes para o crescimento, sendo esse processo responsável pelo crescimento da biomassa e pela remoção da DQO.

b) Crescimento anóxico da biomassa heterotrófica (desnitrificação)

A desnitrificação é um processo onde as formas oxidadas de nitrogênio, nitrato e nitrito, são reduzidas a nitrogênio gasoso em condições de ausência de oxigênio e presença de nitratos. Sendo assim, é necessário que a desnitrificação seja precedida da nitrificação. O processo de desnitrificação ocorre principalmente pela atuação de bactérias heterotróficas facultativas, que na falta de  $S_O$  utilizam o oxigênio presente no nitrato ou no nitrito como acceptor de elétrons. Os microrganismos desnitrificantes requerem ainda a disponibilidade de uma fonte de carbono orgânico (doador de elétrons) (JORDÃO; PESSÔA, 2011). A mesma cinética de Monod, usada para o crescimento aeróbio, é aplicada, porém a velocidade é multiplicada por um fator  $\eta_g$ . Essa redução pode ser causada pela menor velocidade de crescimento em condições anóxicas, ou porque somente uma fração da biomassa heterotrófica é capaz de utilizar nitrato como acceptor de elétrons. Contudo, a amônia também é utilizada como fonte de nitrogênio para síntese celular.

c) Crescimento aeróbio da biomassa autotrófica ( $X_{B,A}$ ) (nitrificação)

A nitrificação é a oxidação biológica da amônia, tendo o nitrato como produto final. Este processo ocorre em duas etapas sequenciais: primeiramente a amônia é oxidada a nitrito (nitritação), e posteriormente, o nitrito é oxidado a nitrato (nitratação). Os microrganismos envolvidos neste processo são autótrofos quimiossintetizantes. Esses microrganismos utilizam o gás carbônico como principal fonte de carbono, e obtém energia por meio da oxidação de um substrato orgânico, como a amônia (RITTMANN; McCARTY, 2000). Esse processo tem efeito na alcalinidade causada pela conversão de amônia em biomassa e oxidação da amônia em nitrato, com aumento da demanda de oxigênio (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). Novamente, esse processo é modelado seguindo a cinética de Monod.

d) Queda na biomassa heterotrófica e autotrófica

Esse processo é modelado de acordo com a hipótese de morte-regeneração, onde os organismos morrem a certa velocidade, e uma porção do material é considerado não biodegradável, sendo adicionada à fração de  $X_P$ . O restante é adicionado à fração biodegradável  $X_S$ . A porção orgânica do nitrogênio associado ao  $X_S$  se torna disponível como material particulado orgânico nitrogenado. Nenhum consumo de DQO é observado, e também não são utilizados aceptores de elétrons

no processo, portanto as velocidades são constantes, independentemente de o processo ser aeróbio, anaeróbio ou anóxico.

e) Amonificação de nitrogênio orgânico solúvel

O nitrogênio orgânico solúvel é convertido em amônia em um processo de primeira ordem, mediante à atividade de bactérias heterotróficas.

f) Hidrólise em compostos orgânicos lentamente biodegradáveis

O substrato lentamente biodegradável ( $X_s$ ) entrelaçado entre a massa de lodo é quebrado extracelularmente, produzindo substrato prontamente biodegradável ( $S_s$ ), que fica disponível aos organismos para o crescimento. O processo é modelado seguindo a cinética das reações de superfície e ocorre em condições aeróbias e anóxicas. A velocidade da hidrólise é reduzida em condições anóxicas, por um fator  $\eta_h$ . A velocidade é de primeira ordem devido à presença de biomassa heterotrófica, mas satura na medida em que a matéria entrelaçada se torna grande, em relação à biomassa.

g) Hidrólise de compostos orgânicos nitrogenados lentamente biodegradáveis

As partículas biodegradáveis do nitrogênio orgânico são quebradas para uma forma solúvel a uma velocidade definida pela mesma reação de hidrólise descrita anteriormente.

### 1.5. Parâmetros estequiométricos e cinéticos

Os parâmetros estequiométricos permitem a alteração do modelo, conseguindo fazer com que cada sistema seja representado por um único modelo apresenta os parâmetros que são usualmente utilizados no ASM1 (QUADRO 12), em pH neutro (HENZE et al., 2000).

QUADRO 12 – PARÂMETROS USUALMENTE UTILIZADOS EM PH NEUTRO NO ASM1

Variável	Unidade	10°C	20°C
<b>Parâmetros estequiométricos</b>			
$Y_A$	$\text{g células de DQO formada} \cdot (\text{gN}_{\text{oxidado}})^{-1}$	0,24	0,24
$Y_H$	$\text{g células de DQO formada} \cdot (\text{gDQO}_{\text{oxidada}})^{-1}$	0,67	0,67
$f_P$	Adimensional	0,08	0,08
$i_{XB}$	$\text{gN} \cdot \text{gDQO}^{-1}$ na biomassa	0,086	0,086
$i_{XE}$	$\text{gN} \cdot (\text{gDQO})^{-1}$ na biomassa endógena	0,06	0,06
<b>Parâmetros cinéticos</b>			
$\mu_H$	$\text{dia}^{-1}$	3	6
$K_s$	$\text{gDQO} \cdot \text{m}^{-3}$	20	20
$K_{OH}$	$\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$	0,2	0,2
$K_{NO}$	$\text{gNO}_3 \text{ N} \cdot \text{m}^{-3}$	0,5	0,5
$B_H$	$\text{dia}^{-1}$	0,2	0,62
$\eta_g$	Adimensional	0,8	0,8
$\eta_h$	Adimensional	0,4	0,4
$k_h$	$\text{gDQO}_{\text{lentamente biodegradável}} \cdot (\text{g célula de DQO} \cdot \text{dia})^{-1}$	1	3
$K_X$	$\text{gDQO}_{\text{lentamente biodegradável}} \cdot (\text{g célula de DQO})^{-1}$	0,01	0,03
$\mu_A$	$\text{dia}^{-1}$	0,3	0,8
$K_{NH}$	$\text{gNH}_3\text{-N} \cdot \text{m}^{-3}$	1	1
$K_{OA}$	$\text{gO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$	0,4	0,4
$k_a$	$\text{m}^3 \text{ DQO} (\text{gdia})^{-1}$	0,04	0,08

FONTA: Adaptado de HENZE et al. (2000).

## 1.6. Equações

Baseando-se nos parâmetros e coeficiente anteriormente citados, é possível formular as equações diferenciais que representam o modelo ASM1. As equações adotadas para cada processo estão presentes na TABELA 23, conforme definidas por Henze et al. (2000).

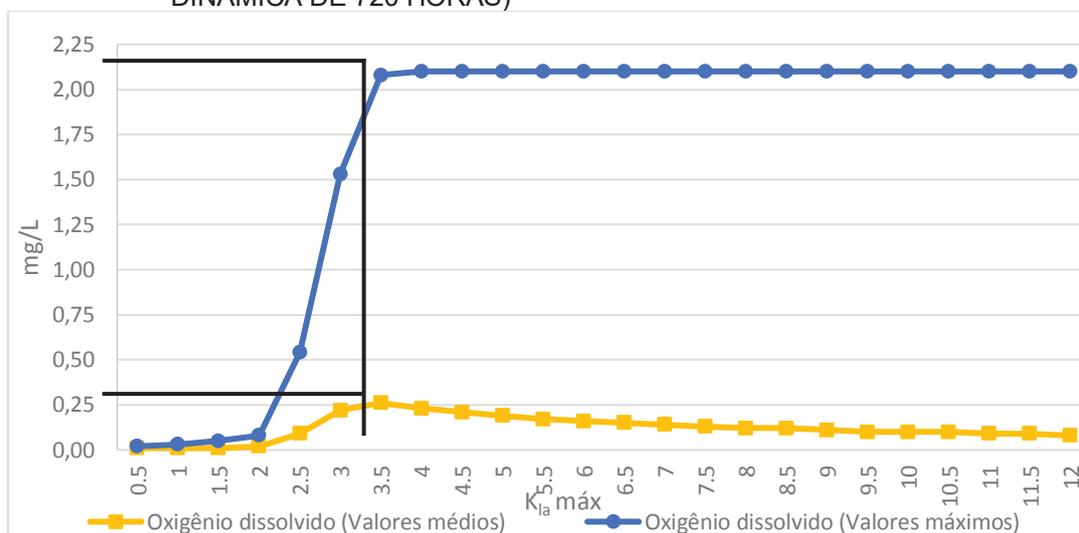
TABELA 23 – RESUMO DE EQUAÇÕES E PROCESSOS DO MODELO MATEMÁTICO ASM1

j	Componente →															
	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13		
		S <sub>i</sub>	S <sub>s</sub>	X <sub>i</sub>	X <sub>s</sub>	X <sub>B,H</sub>	X <sub>B,X</sub>	X <sub>P</sub>	S <sub>0</sub>	S <sub>NO</sub>	S <sub>NH</sub>	S <sub>ND</sub>	X <sub>ND</sub>	S <sub>ALK</sub>	Taxa do processo ρ <sub>j</sub> [ML <sup>-3</sup> T <sup>-1</sup> ]	
1	Crescimento aeróbio da biomassa heterotrófica		$\frac{1}{-Y_H}$			1			$-\left(\frac{1-Y_H}{Y_H}\right)$		-k <sub>B</sub>			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$u_H \left( \frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left( \frac{S_0}{K_{0,H} + S_0} \right) X_{B,H}$	
2	Crescimento anóxico da biomassa heterotrófica		$\frac{1}{-Y_H}$			1			$-\left(\frac{1-Y_H}{2,86Y_H}\right)$		-k <sub>B</sub>			$\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{14}$	$u_H \left( \frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left( \frac{X_{0,H}}{X_{0,H} + S_0} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) n_{B,A} X_{B,H}$	
3	Crescimento aeróbio da biomassa autotrófica						1		$\frac{1}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-\frac{i_{XB}}{14}$			$\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7Y_A}$	$u_A \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_0}{K_{0,A} + S_0} \right) X_{B,A}$	
4	Decaimento da biomassa heterotrófica				$\frac{1}{-f_P}$	-1		$f_P$					$i_{XB}$		$b_H X_{B,H}$	
5	Decaimento da biomassa autotrófica				$\frac{1}{-f_P}$		-1	$f_P$					$i_{XB}$		$b_H X_{B,A}$	
6	Conversão do nitrogênio orgânico solúvel em nitrogênio amoniacal										1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_a S_{ND} X_{B,H}$	
7	Hidrólise do material orgânico lentamente biodegradável														$k_H \left( \frac{X_S}{X_{B,H}} \right) \left( \frac{X_S}{X_{B,H}} \right) \left[ \left( \frac{S_0}{K_{0,H} + S_0} \right) \right]$ $+ n_{H,H} \left( \frac{K_{0,H}}{K_{0,H} + S_0} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{B,H}$	
8	Hidrólise do nitrogênio orgânico biodegradável														$p_i \left( \frac{X_{ND}}{X_S} \right)$	
Fatores de correção observados		$r_i = \sum_j v_{ij} p_j$														
Parâmetros estequiométricos: Rendimento heterotrófico: Y <sub>H</sub> Rendimento autotrófico: Y <sub>A</sub> Fração de biomassa que resulta em produtos particulados: f <sub>P</sub> Massa de N/massa DQO na biomassa: i <sub>B,A</sub> Massa de N/massa em DQO de produto de biomassa: i <sub>X,P</sub>		Material orgânico solúvel inerte [M(DQ)(L <sup>-3</sup> )	Substrato prontamente biodegradável [M(DQ)(L <sup>-3</sup> )	Material orgânico particulado inerte [M(DQ)(L <sup>-3</sup> )	Substrato lentamente biodegradável [M(DQ)(L <sup>-3</sup> )	Biomassa heterotrófica [M(DQ)(L <sup>-3</sup> )	Biomassa autotrófica [M(DQ)(L <sup>-3</sup> )	Produtos particulados	Concentração de oxigênio dissolvido no reator [M(DQ)(L <sup>-3</sup> )	Nitrogênio na forma de nitrato e nitrato [M(N)(L <sup>-3</sup> )	Nitrogênio na forma de NH <sub>4</sub> + e NH <sub>3</sub> [M(N)(L <sup>-3</sup> )	Nitrogênio orgânico solúvel biodegradável [M(N)(L <sup>-3</sup> )	Nitrogênio orgânico particulado biodegradável [M(N)(L <sup>-3</sup> )	Alcalinidade (molar)		Parâmetros cinéticos: Crescimento e decaimento heterotrófico: u <sub>H</sub> , K <sub>S</sub> , K <sub>OH</sub> , K <sub>NO</sub> , b <sub>H</sub> Crescimento e decaimento autotrófico: u <sub>A</sub> , K <sub>NH</sub> , K <sub>OA</sub> , b <sub>A</sub> Fator de correção para u <sub>H</sub> sob condições anóxicas: n <sub>B,A</sub> Taxa específica de amonificação: k <sub>a</sub> Hidrólise: k <sub>H</sub> , K <sub>X</sub> Fator de correção para hidrólise sob condições anóxicas: η <sub>H</sub>

FONTE: Adaptado de HENZE (2000).

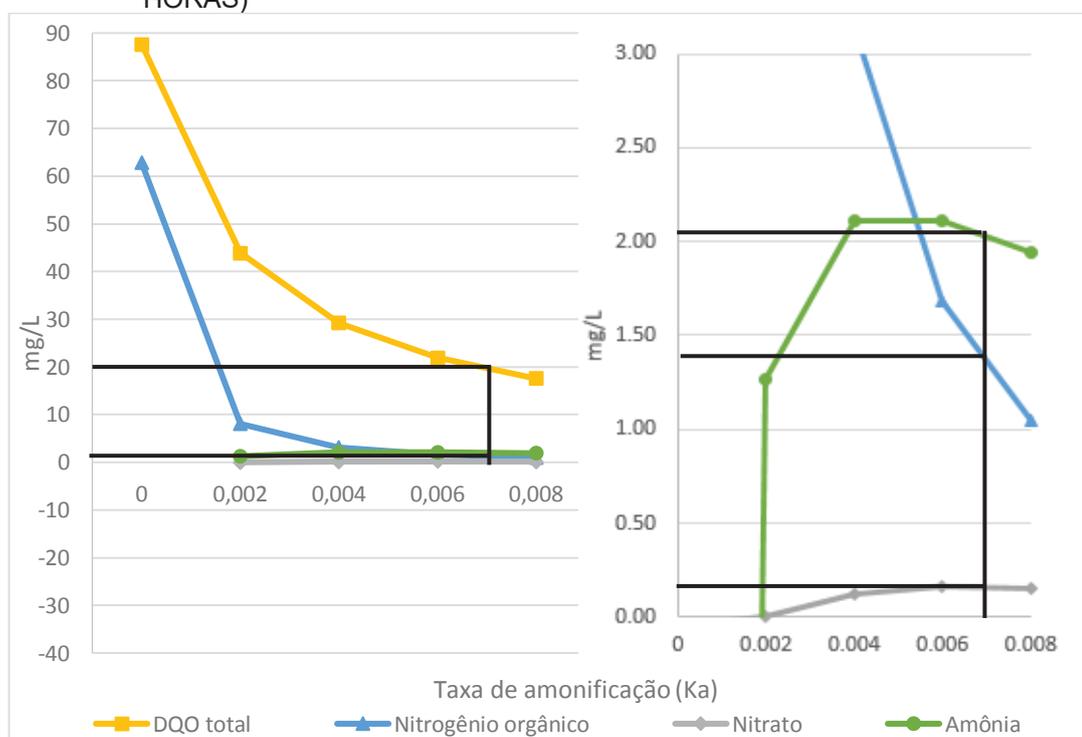
## APÊNDICE 1 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE REALIZADA POR MEIO DO SOFTWARE STOAT

FIGURA 31 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE OD CONFORME VARIAÇÃO DE  $K_{LA}$  MÁXIMO NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO DINÂMICA DE 720 HORAS)



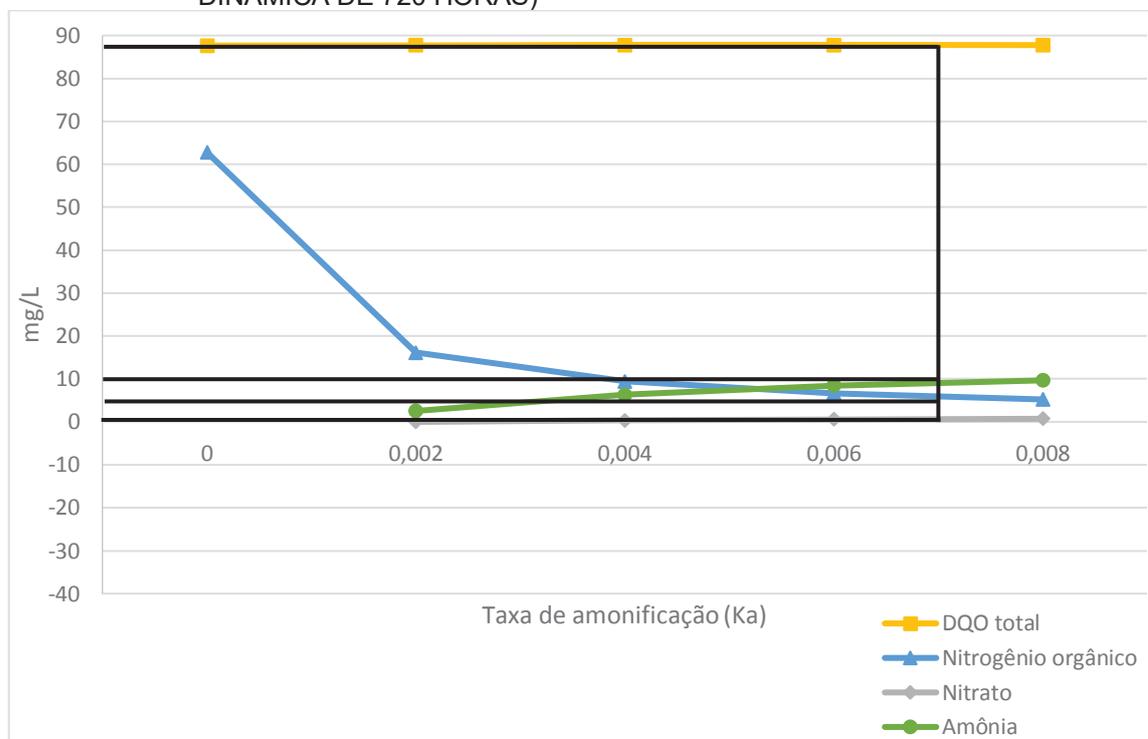
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 32 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO TAXA DE AMONIFICAÇÃO ( $K_A$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO DINÂMICA DE 720 HORAS)



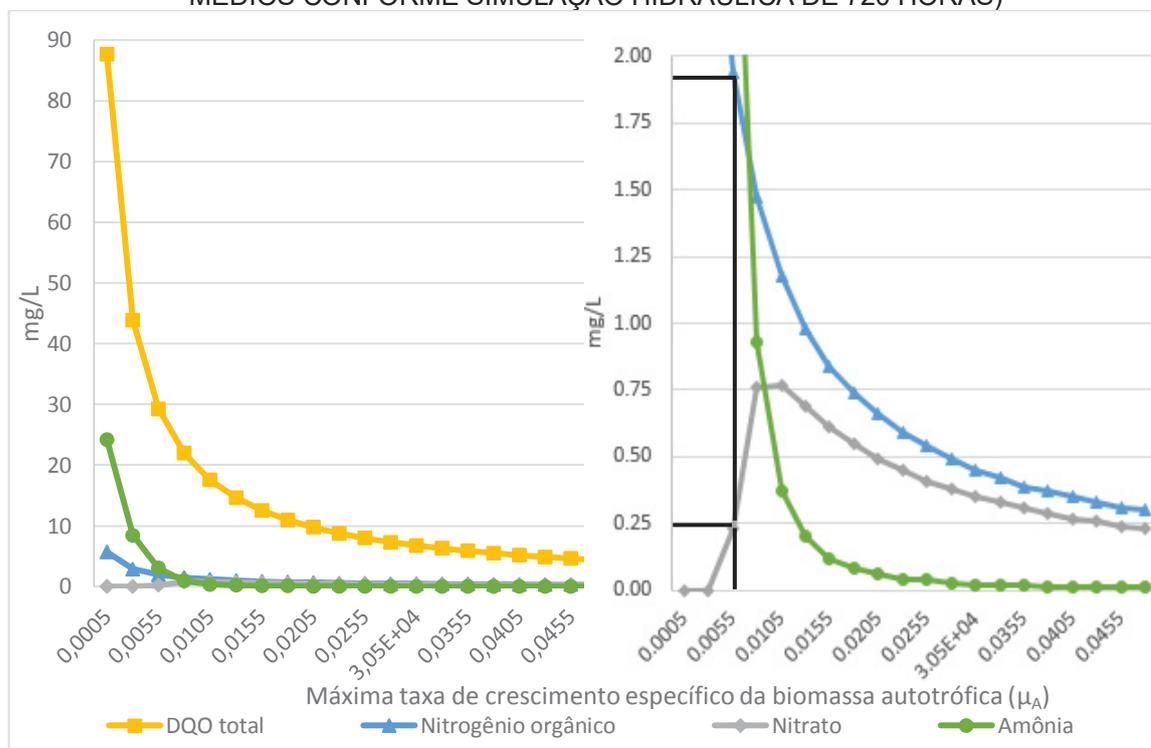
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 33 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO TAXA DE AMONIFICAÇÃO ( $K_A$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÁXIMOS CONFORME SIMULAÇÃO DINÂMICA DE 720 HORAS)



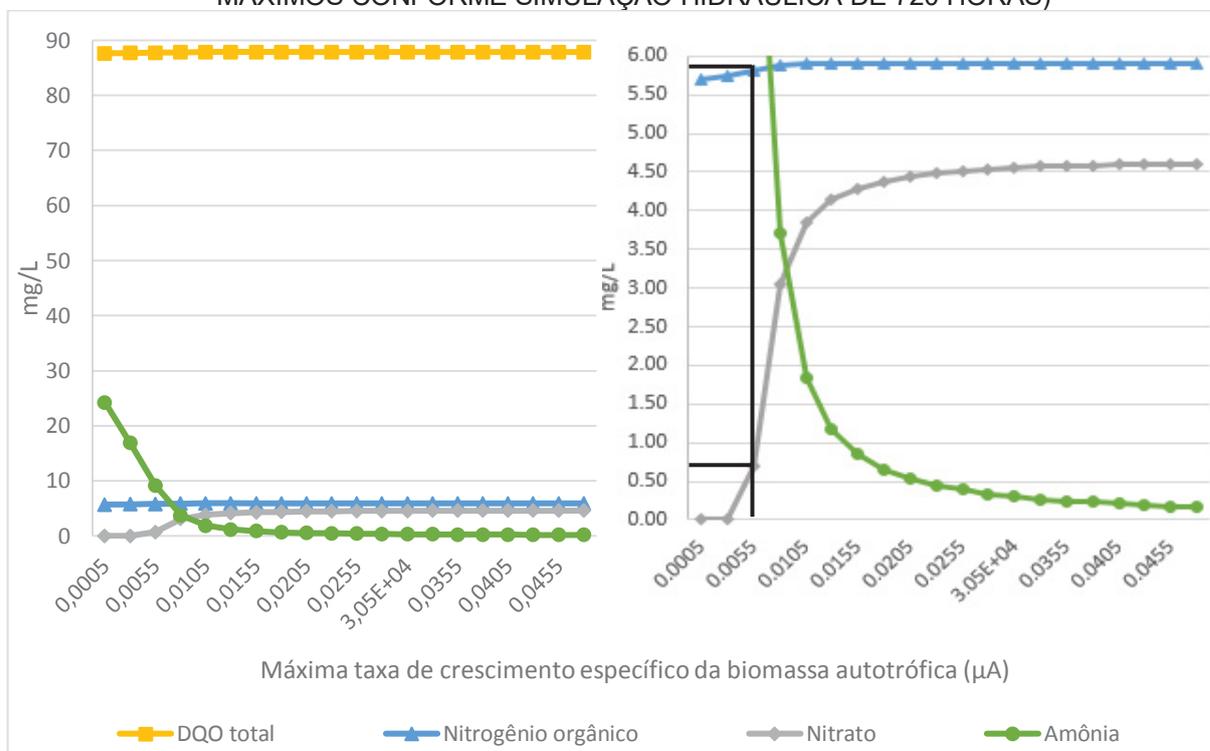
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 34 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO MÁXIMA TAXA DE CRESCIMENTO ESPECÍFICO DA BIOMASSA AUTOTRÓFICA ( $\mu_A$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



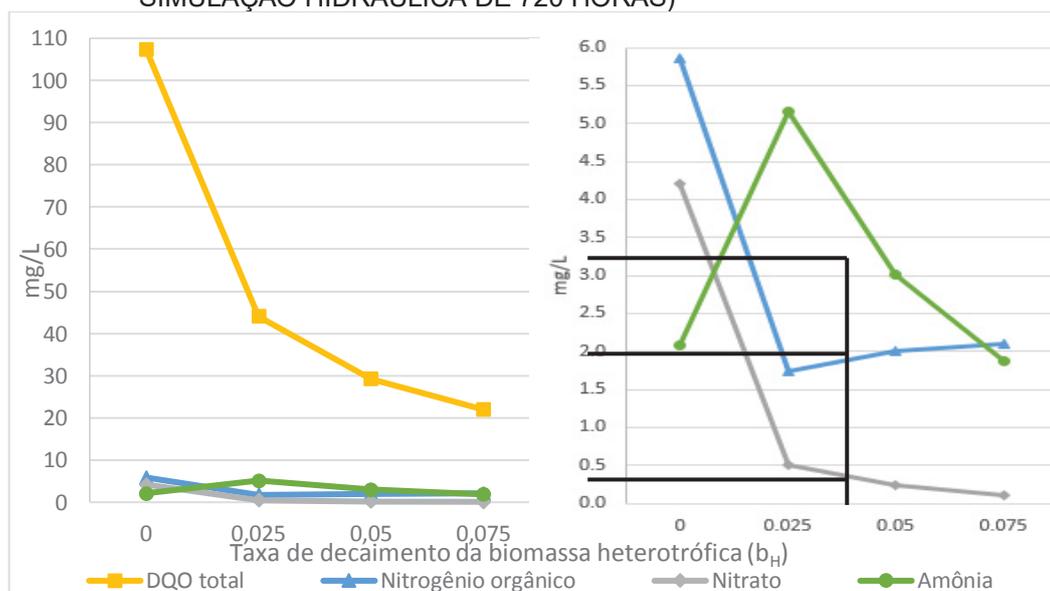
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 35 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO MÁXIMA TAXA DE CRESCIMENTO ESPECÍFICO DA BIOMASSA AUTOTRÓFICA ( $\mu_A$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÁXIMOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



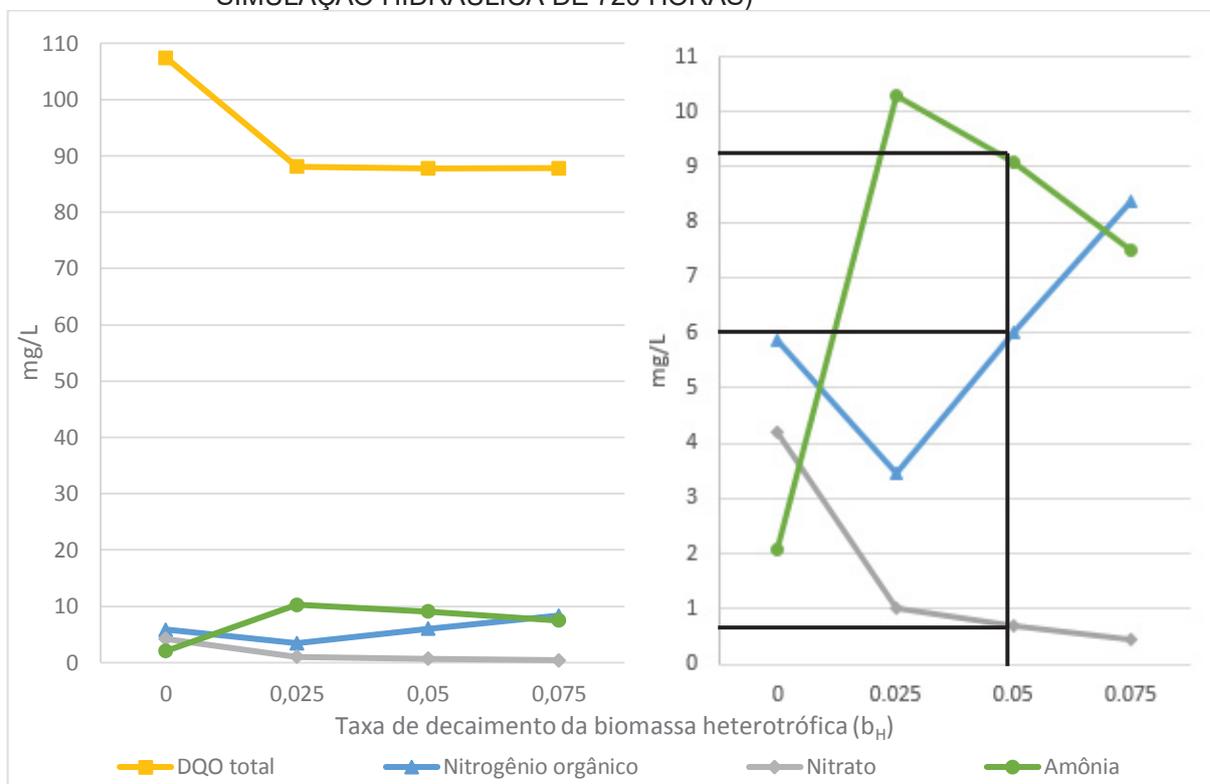
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 36 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA TAXA DE DECAIMENTO DA BIOMASSA HETEROTRÓFICA ( $b_H$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



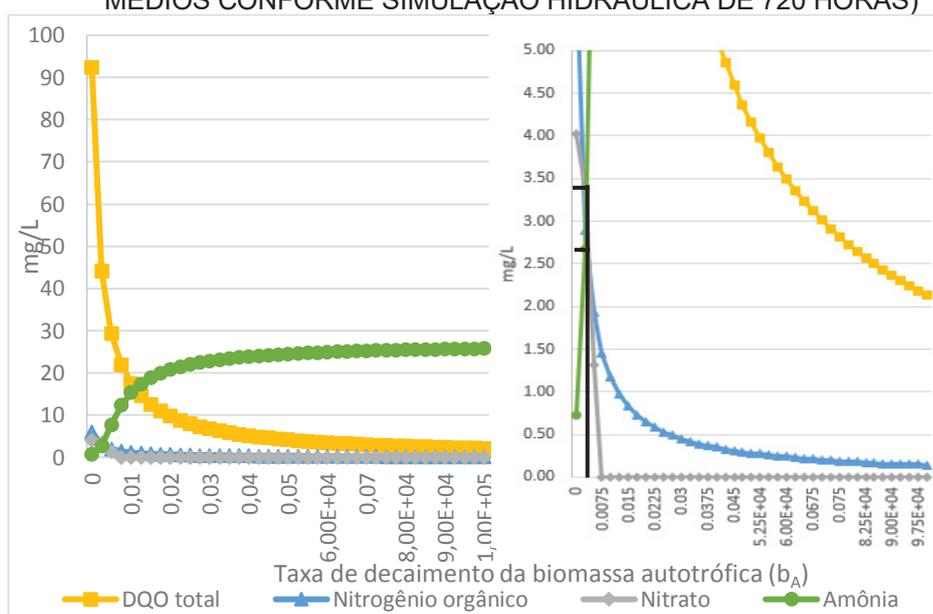
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 37 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA TAXA DE DECAIMENTO DA BIOMASSA HETEROTRÓFICA ( $b_H$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÁXIMOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



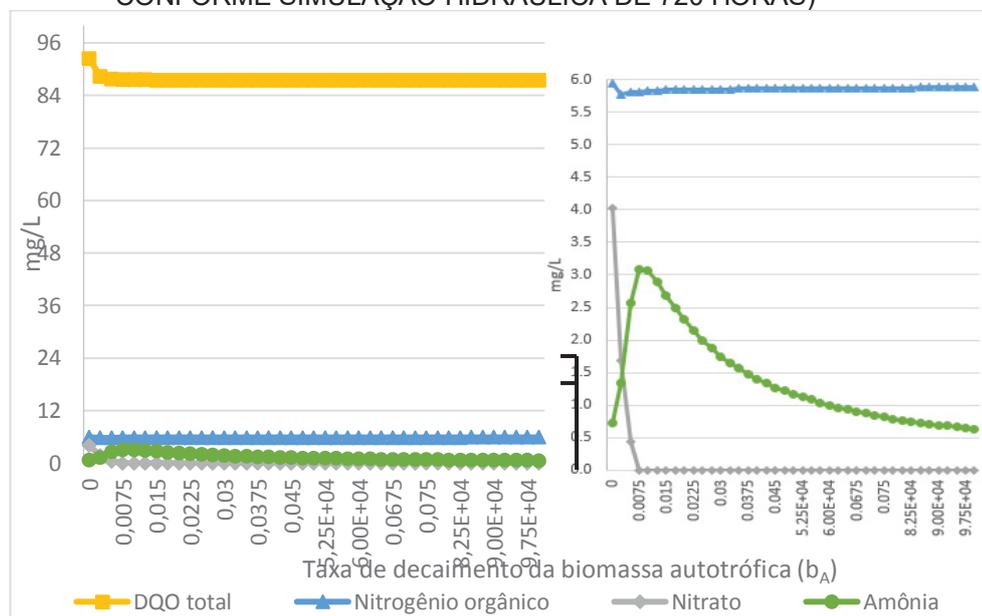
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 38 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA TAXA DE DECAIMENTO DA BIOMASSA AUTOTRÓFICA ( $b_A$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



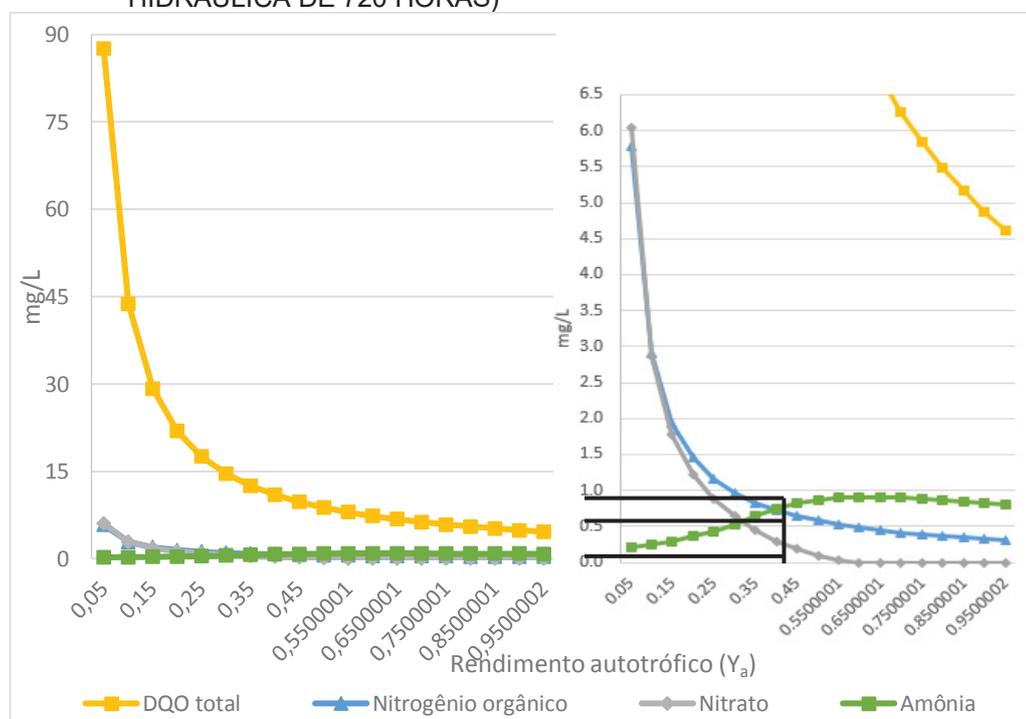
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 39 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA TAXA DE DECAIMENTO DA BIOMASSA AUTOTRÓFICA ( $b_A$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÁXIMO CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



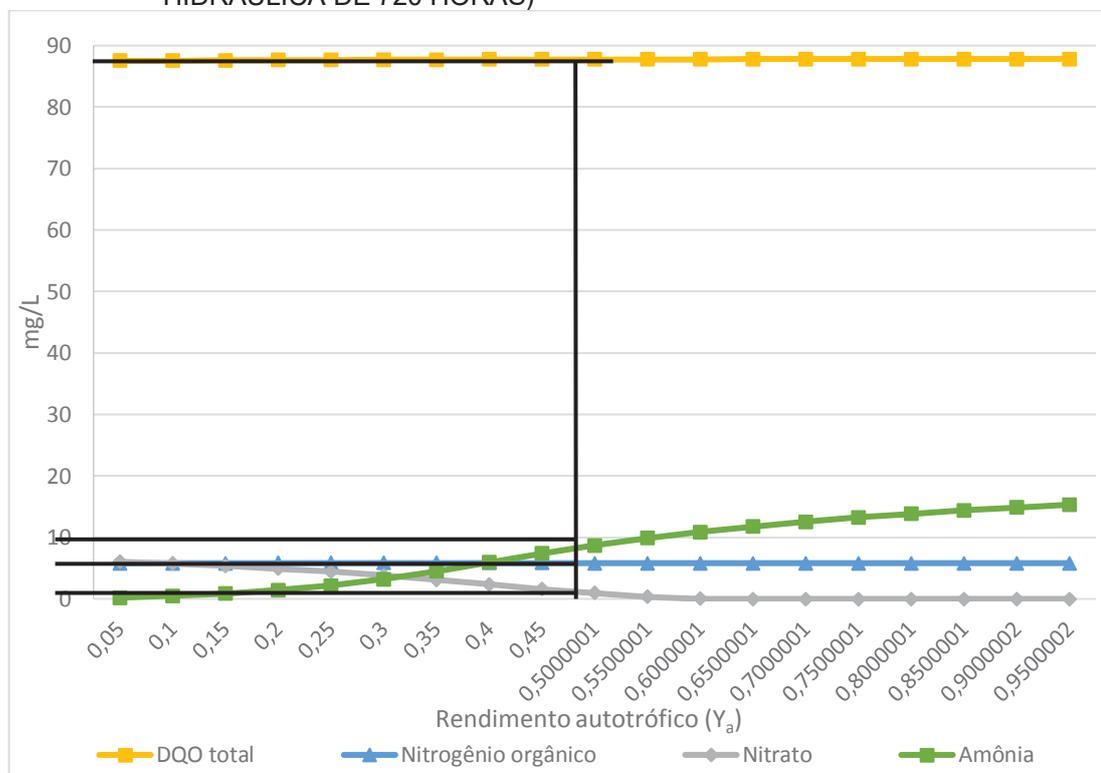
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 40 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DO RENDIMENTO AUTOTRÓFICO ( $Y_A$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



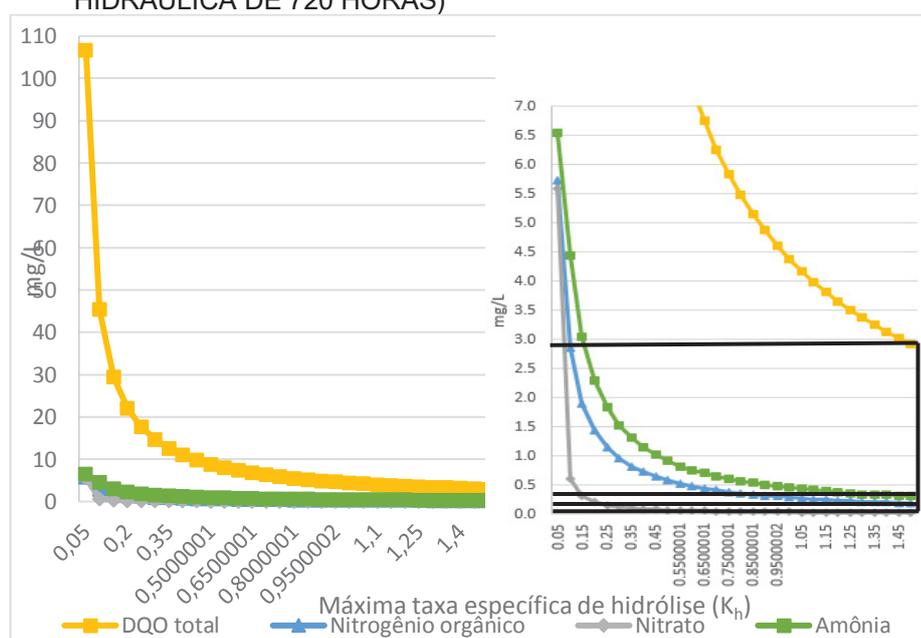
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 41 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DO RENDIMENTO AUTOTRÓFICO ( $Y_A$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÁXIMOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



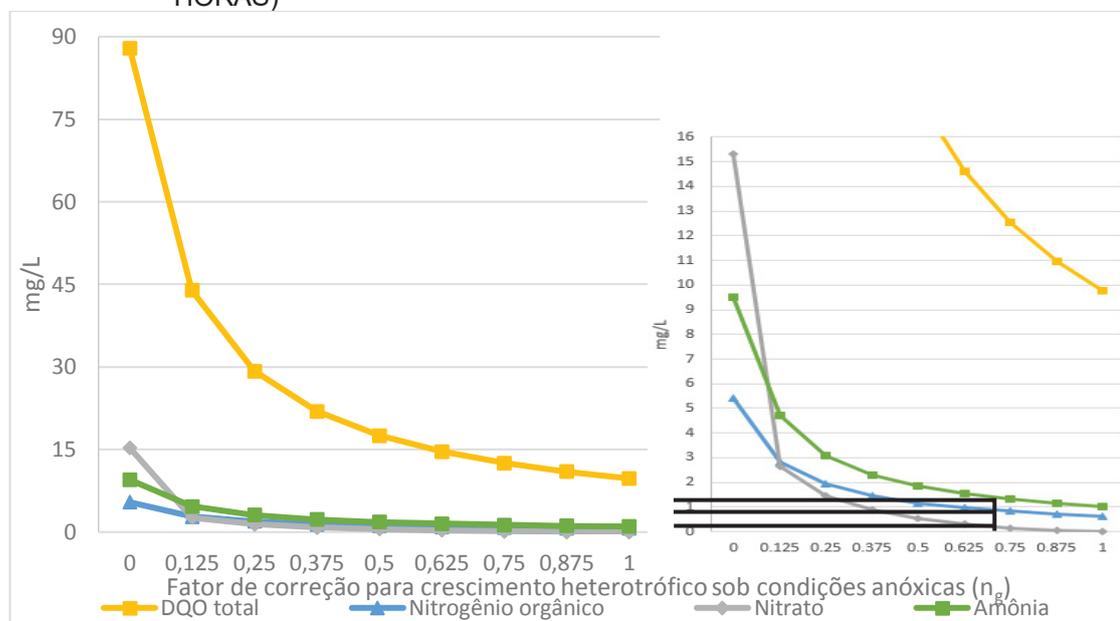
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 42 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA MÁXIMA TAXA ESPECÍFICA DE HIDRÓLISE ( $K_H$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



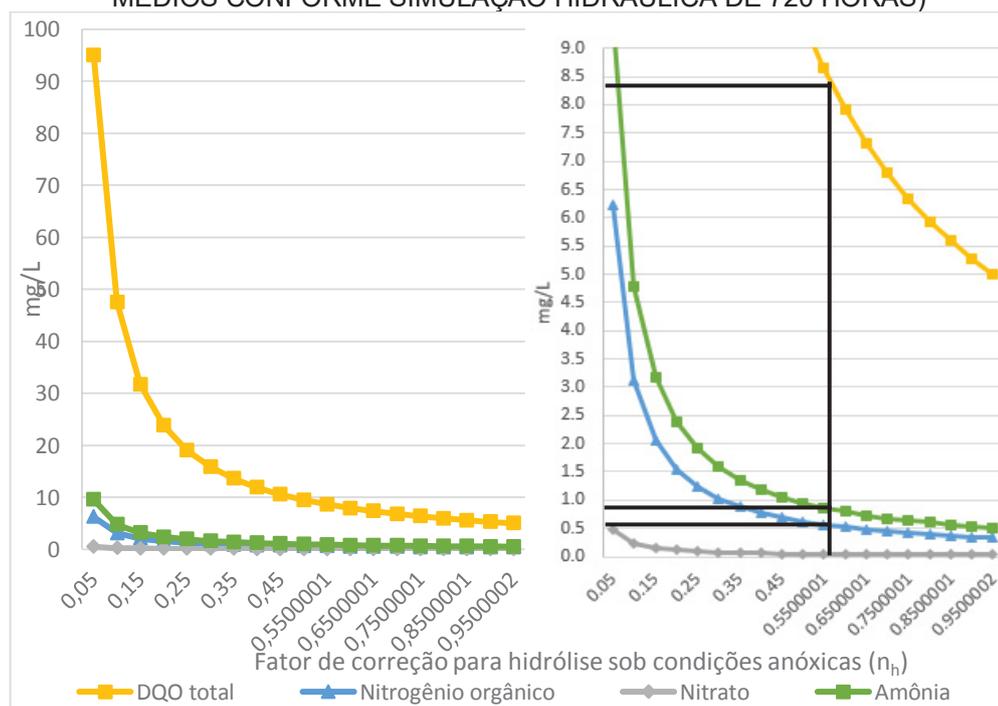
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 43 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA FATOR DE CORREÇÃO PARA CRESCIMENTO HETEROTRÓFICO SOB CONDIÇÕES ANÓXICAS ( $n_G$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



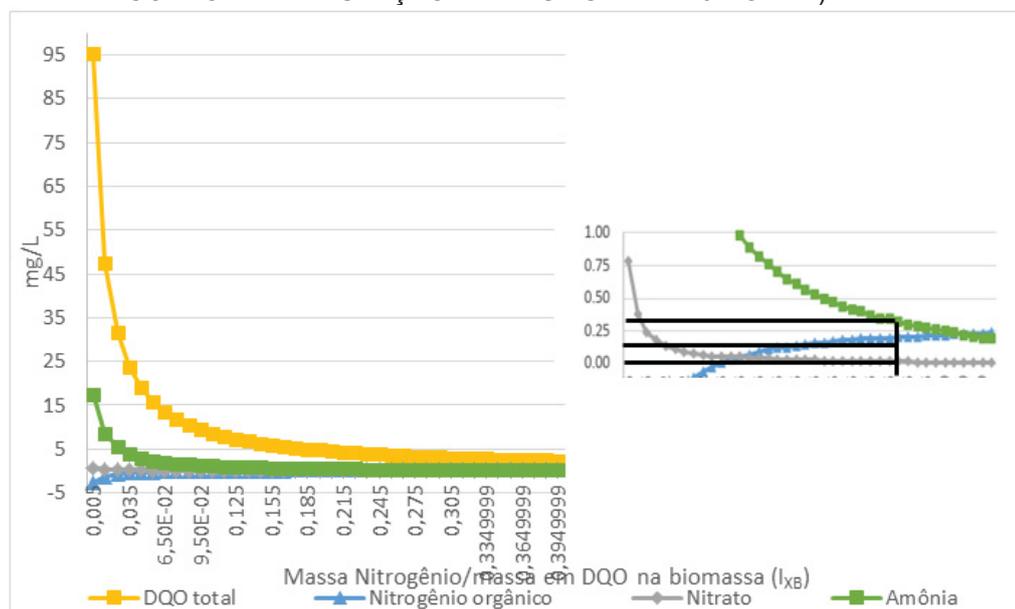
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 44 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DO FATOR DE CORREÇÃO PARA HIDRÓLISE SOB CONDIÇÕES ANÓXICAS ( $n_H$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



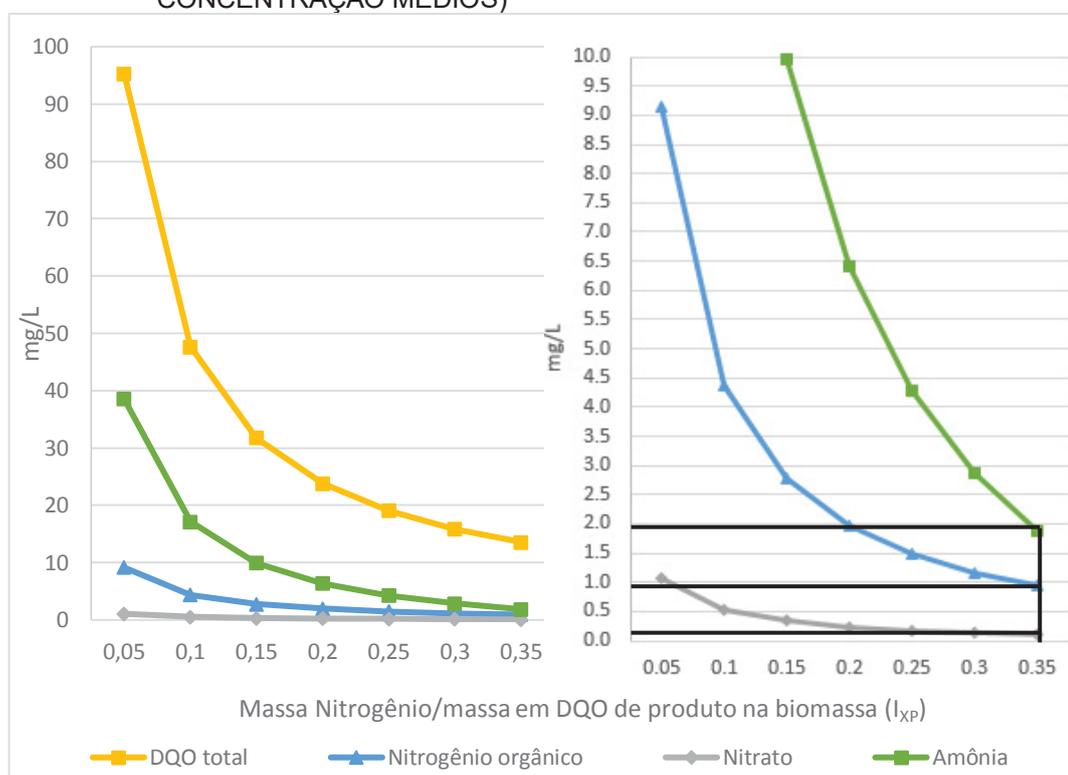
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 45 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITRÓGENIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO MASSA NITRÓGENIO/MASSA EM DQO NA BIOMASSA ( $I_{XB}$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



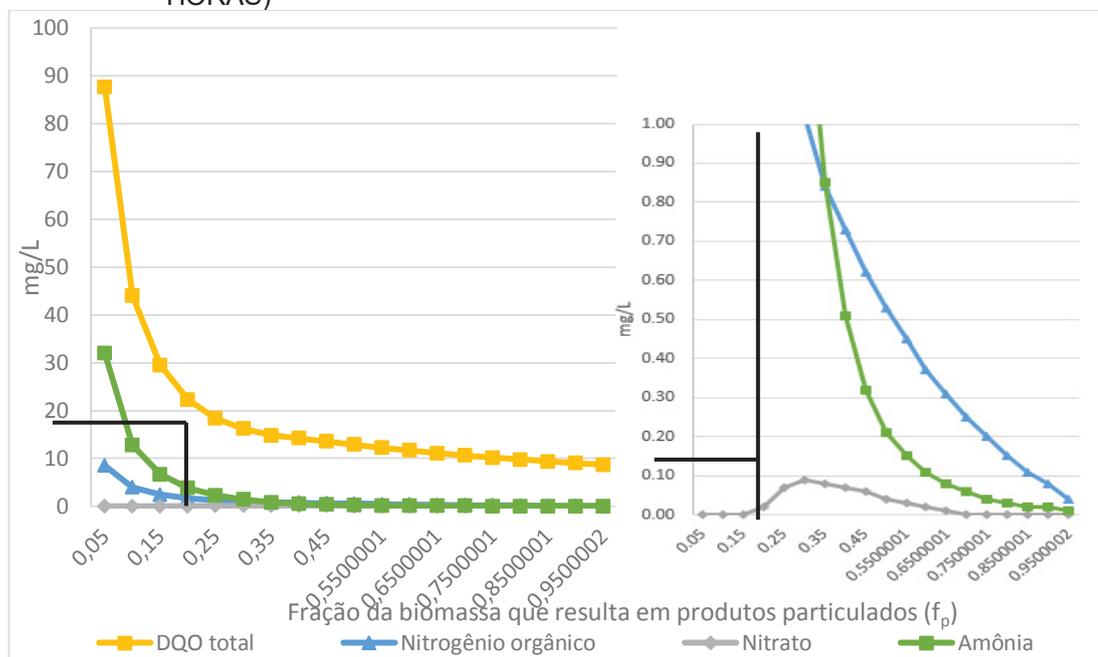
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 46 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITRÓGENIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO MASSA NITRÓGENIO/MASSA EM DQO DE PRODUTO NA BIOMASSA ( $I_{XP}$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS)



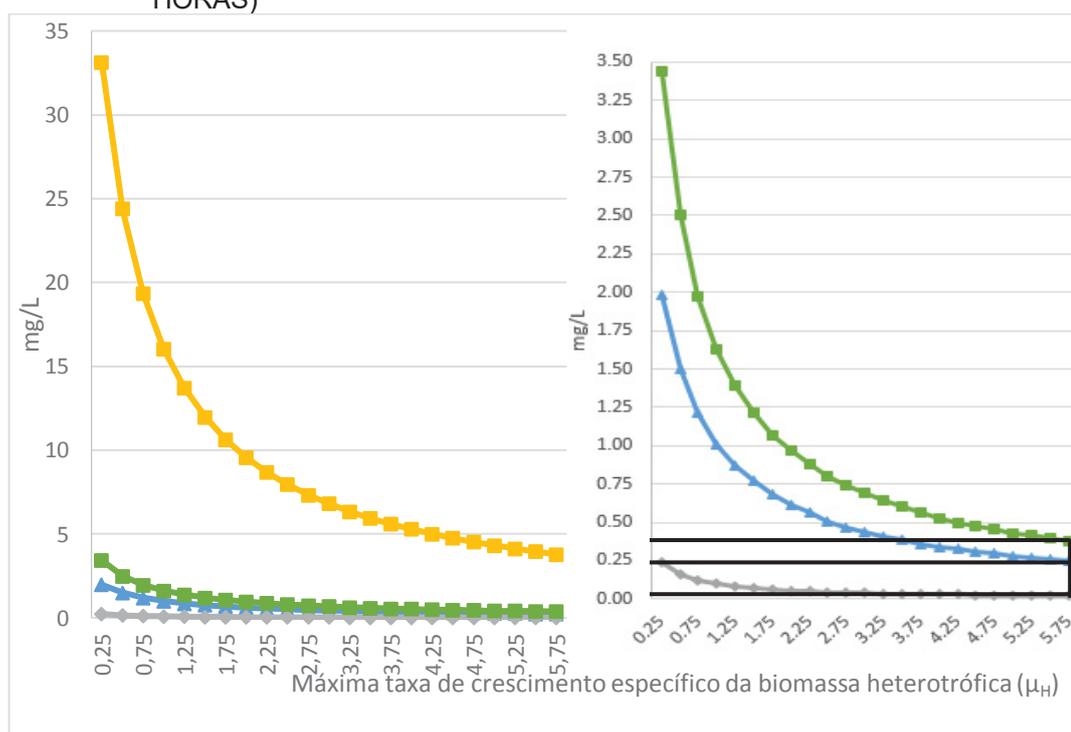
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 47 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA FRAÇÃO DA BIOMASSA QUE RESULTA EM PRODUTOS PARTICULADOS (FP) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



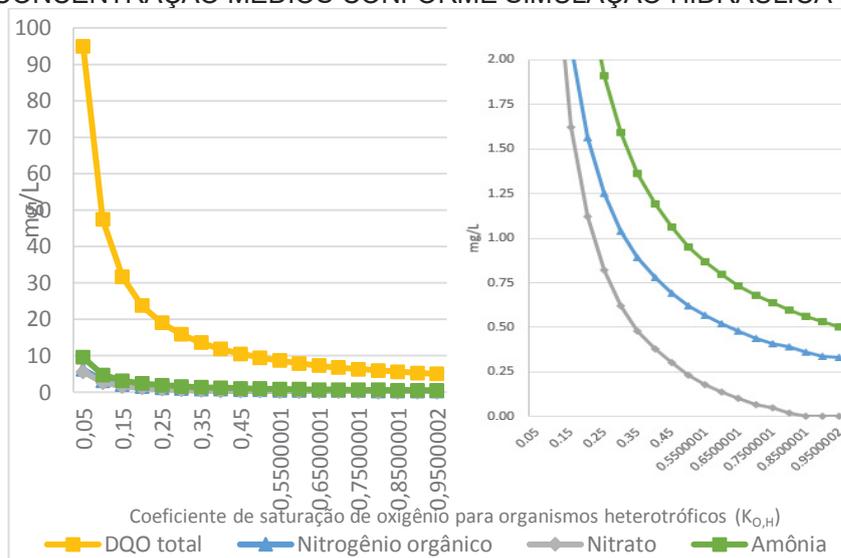
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 48 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA MÁXIMA TAXA DE CRESCIMENTO ESPECÍFICO DA BIOMASSA HETEROTRÓFICA ( $\mu_H$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



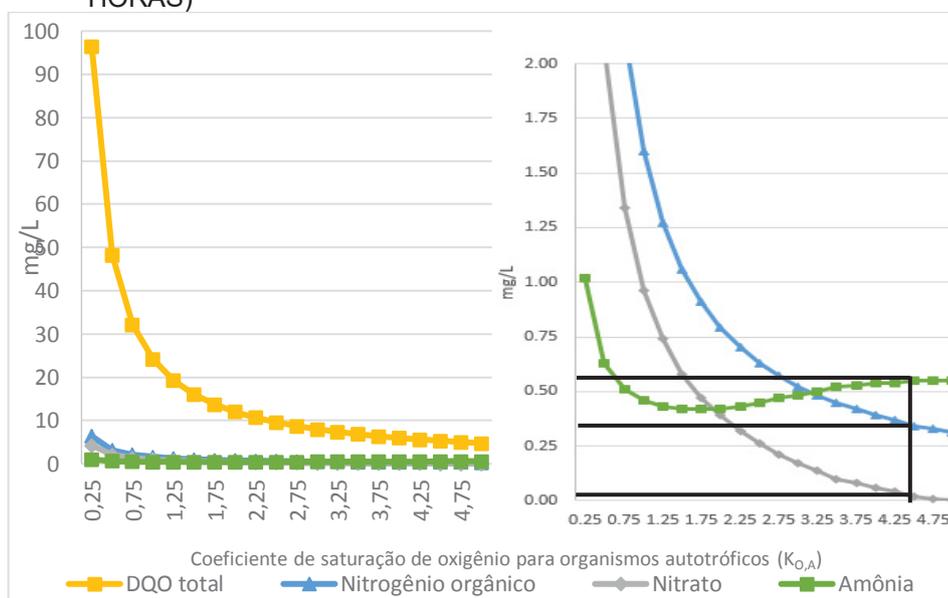
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 49 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DO COEFICIENTE DE SATURAÇÃO DE OXIGÊNIO PARA ORGANISMOS HETEROTRÓFICOS ( $K_{O,H}$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



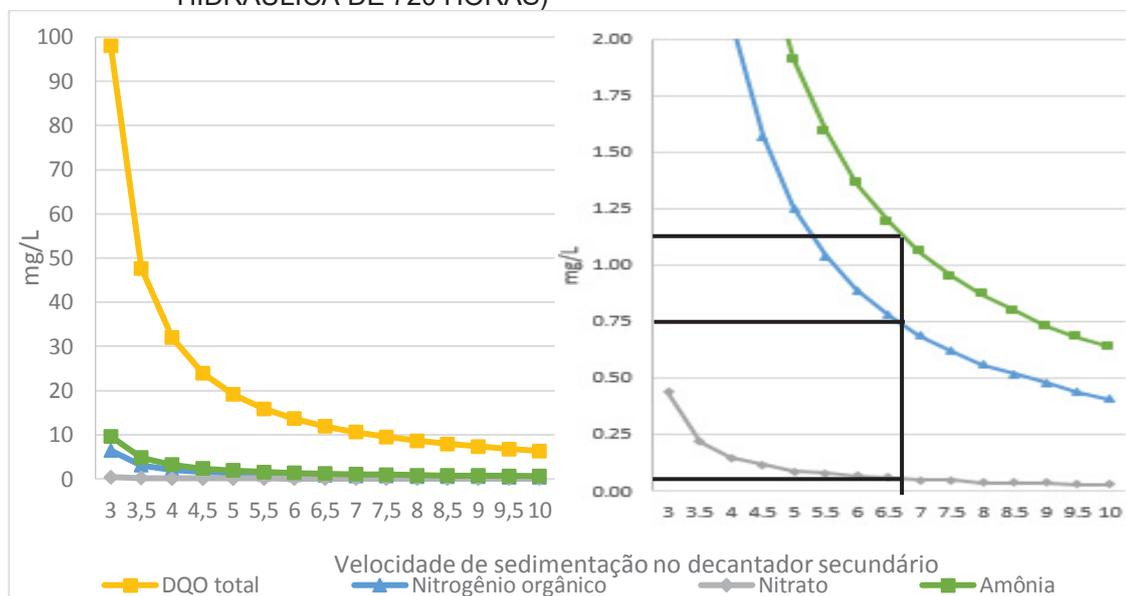
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 50 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DO COEFICIENTE DE SATURAÇÃO DE OXIGÊNIO PARA ORGANISMOS AUTOTRÓFICOS ( $K_{O,A}$ ) NO REATOR DE LODOS ATIVADOS (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



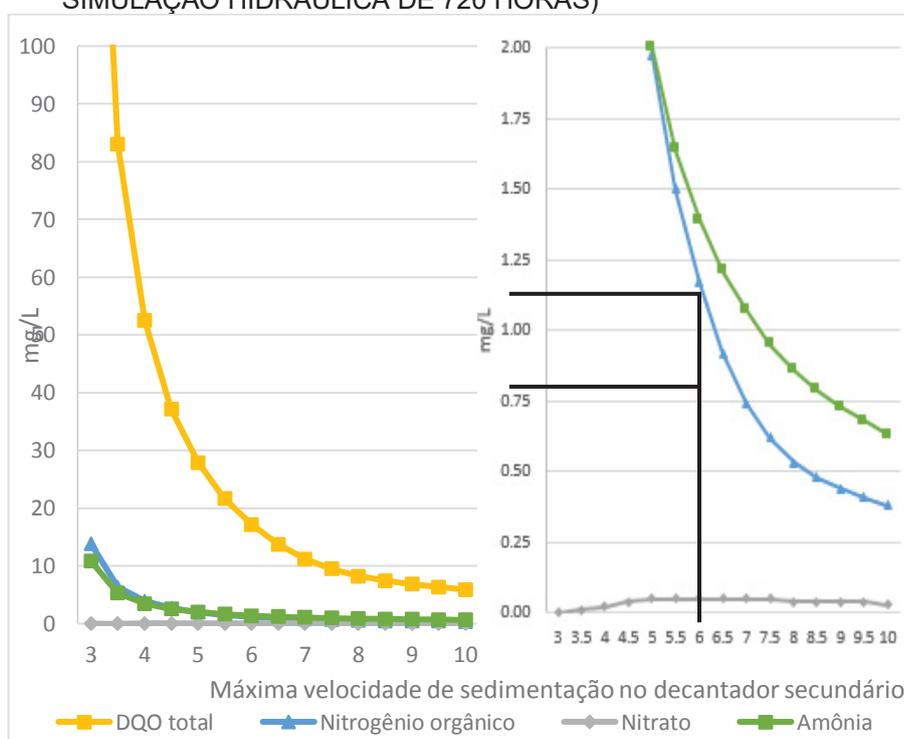
FONTE: O autor (2021).

FIGURA 51 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO NO DECANTADOR SECUNDÁRIO (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



FONTE: O autor (2021).

FIGURA 52 – ANÁLISE DE SENSIBILIDADE - VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO TOTAL, NITROGÊNIO ORGÂNICO, NITRATO E AMÔNIA CONFORME VARIAÇÃO DA MÁXIMA VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO NO DECANTADOR SECUNDÁRIO (VALORES DE CONCENTRAÇÃO MÉDIOS CONFORME SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE 720 HORAS)



FONTE: O autor (2021).

## APÊNDICE 2 – PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS DE AERAÇÃO PROLONGADA PROPOSTO DA ETE MANGUINHOS

### PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS

#### DADOS DE ENTRADA

##### ESGOTO BRUTO

População atendida (equivalente populacional) (hab)		
Total	66.035	66.035
Vazão total (esgoto bruto) (L.s <sup>-1</sup> )		
Vazão média	111	111
Vazão máxima	199,8	199,8
Vazão mínima	88,80	88,80
Vazão total (esgoto bruto) (m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> )		
Vazão média	9.590	9.590
Vazão máxima	17.263	17.263
Vazão mínima	7.672	7.672
Concentração média no esgoto bruto (g.m <sup>3</sup> )		
DBO <sub>5</sub>	283,59	283,59
NTK	65,60	65,60
SS	345,16	345,16
Carga média total no esgoto bruto (kg.d <sup>-1</sup> )		
DBO <sub>5</sub>	2719,74	2720
NTK	629,13	629
SS	3310,22	3310
Cargas per capita (esgoto bruto) (g.hab <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )		
DBO <sub>5</sub>	41	41
NTK	10	10
SS	50	50

##### VALORES RESULTANTES TOTAIS NO AFLUENTE À ETE (esgoto bruto + retorno dos sobrenadantes/drenados)

Vazão total no afluente à ETE (m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> )		
Vazão média	9.590	9.590
Vazão máxima	17.263	17.263
Vazão mínima	7.672	7.672
Vazão total no afluente à ETE (esgoto bruto) (L.s <sup>-1</sup> )		
Vazão média	111,00	111,00
Vazão máxima	199,80	199,80
Vazão mínima	88,80	88,80
Carga média total no afluente à ETE (kg.d <sup>-1</sup> )		
DBO <sub>5</sub>	2720	2720
NTK	629	629
SS	3310	3310
Concentração média no afluente à ETE (g.m <sup>3</sup> )		
DBO <sub>5</sub>	284	284

<b>PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS</b>
--

NTK	66	66
P	12	12
SS	345	345
Relação DQO/DBO esgoto bruto (-)	1,39	1,39
Temperatura média do líquido no mês mais frio (C)	24	24
Temperatura média do líquido no mês mais quente (C)	32	32

**Valores desejados ou esperados para o efluente**

DBO <sub>5</sub> efluente (mg.L)	25	25
SS efluente (mg.L)	30	30
Amônia-N efluente (g.m <sup>3</sup> )	4,0	4,0
Nitrogênio total (g.m <sup>3</sup> )	25	25

**Parâmetros e coeficientes cinéticos e estequiométricos****Estabilização da matéria carbonácea**

Y (coeficiente de produção específica) (gSSV.gDBO <sub>5</sub> <sup>-1</sup> )	0,6	0,6
Kd (coef. decaimento) (20C) (gSSV.gSSV <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,08	0,08
Coef. temperatura para Kd (-)	1,07	1,07
Kd (corrigido para o mês mais frio) (gSSV.gSSV <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,10	0,10
Relação SSV/SS no esgoto bruto (Metcalf)	0,80	0,80
Relação SSbiodeg/SSV no esgoto bruto (WPCF/ASCE)	0,60	0,60
Relação SSV/SS ao gerar os sólidos biol. (Metcalf)	0,90	0,90
Relação SSV/SS após permanência na idade do lodo (valor a ser iterado automaticamente)	0,707	0,707
Fração biodeg. na geração dos SSV (fb') (Eckenfelder)	0,80	0,80
Relação O <sub>2</sub> /SS biodegradáveis (gDBOu.gSSb destruído <sup>-1</sup> )	1,42	1,42
Coef. K1, base 10 (p/ post. convers. DBO <sub>5</sub> a DBOu) (d <sup>-1</sup> )	0,10	0,10
Relação DBOu/DBO <sub>5</sub>	1,46	1,46
Relação taxa de rem. DBO zona anox/zona aerob. (-) (IAWPRC, EPA P removal)	0,7	0,7

**Nitrificação**

Taxa de cresc. espec. máxima (U <sub>max</sub> ) (20C) (1/d) (0,50 sem UASB; 0,40 com UASB)	0,50	0,50
Coef. saturação amônia (K <sub>n</sub> ) (gNH <sub>4</sub> -N.m <sup>-3</sup> )	0,70	0,70
Coef. saturação oxigênio (K <sub>o</sub> ) (gO <sub>2</sub> .m <sup>-3</sup> )	0,80	0,80
Coef. produção espec. (Y <sub>n</sub> ) (gNitrif.gNH <sub>4</sub> -N oxid <sup>-1</sup> )	0,08	0,08
pH no reator (-)	7,05	7,05
Coefic. temperatura para U <sub>max</sub> (-)	1,10	1,10
Demanda de O <sub>2</sub> para nitrif (gO <sub>2</sub> .gNH <sub>4</sub> -N oxid <sup>-1</sup> ) (valores Metcalf, Arceivala, Barnes etc)	4,57	4,57

<b>PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS</b>
--

**Desnitrificação**

Taxa desnit. zona pré-anóxica (20C) (kgNO <sub>3</sub> .kgVSS <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,08	0,08
Taxa de desnit. zona pós-anóxica (20C) (kgNO <sub>3</sub> .kgVSS <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,035	0,035
Coefic. temperatura p/ taxa desnitrif. (-)	1,09	1,09
Recuperação de O <sub>2</sub> com desnitrif (gO <sub>2</sub> .gNO <sub>3</sub> -N reduz <sup>-1</sup> )	2,85	2,85
Fração de amônia-N no lodo exced (kgAmon.kgSSV <sup>-1</sup> )	0,12	0,12

**Coefficientes para dimensionamento da aeração**

Concent. saturação O <sub>2</sub> , água limpa, nível do mar, 20C (g.m <sup>-3</sup> )	9,02	9,02
Altitude (m)	25	25
Fator de correção para altitude (-)	1,00	1,00
Temperatura do líquido no mês mais frio (C)	24	24
Temperatura do líquido no mês mais quente (C)	32	32
Coeficiente alfa	0,85	0,85
Coeficiente beta	0,95	0,95
Coeficiente de temperatura (-)	1,024	1,024
Concent. mín O <sub>2</sub> a ser mantida no reator p/ Qmax (g.m <sup>-3</sup> )	1,5	1,5
Concent. média O <sub>2</sub> a ser mantida no reator p/ Qmed (g.m <sup>-3</sup> )	3,0	3,0
Relação O <sub>2</sub> fornec/DBO <sub>5</sub> rem (kgO <sub>2</sub> .kgDBO <sub>5</sub> <sup>-1</sup> ) - Verific. NBR12209/2011	2,5	2,5
Alternativa: aeração mecânica		
Eficiência de oxigenação padrão (kgO <sub>2</sub> .kWh <sup>-1</sup> )	<b>1,2</b>	<b>1,2</b>
Densidade de potência mínima requerida (W.m <sup>-3</sup> )	20	20

**Parâmetros de dimensionamento***Eficiências de remoção na etapa anterior aos lodos ativados*

Eficiência de remoção esperada para a unidade a montante do Lodos Ativados (0 se não existente)

DBO <sub>5</sub>	0,13	0,13
DQO	0,21	0,21
NTK	0,02	0,02
SS	0,43	0,43
Relação DQO/DBO afluente LA (-)	1,39	1,39
Fração solúvel da DQO (-) (sem reator UASB: 0,3; com reator UASB: 0,5)	0,30	0,30

**Reator biológico (tanque de aeração)**

Fração do sistema ou do tempo como zona anaeróbia (-)	0,00	0,00
Fração do sistema ou do tempo como zona pré-atômica (-)	0,29	0,17
Fração do sistema ou do tempo como zona aeróbia (-)	0,71	0,83
Fração do sistema ou do tempo como zona pós-anóxica (-)	0,00	0,00

<b>PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS</b>
--

<i>Verificação</i>	OK	OK
SSVTA (voláteis) (g.m <sup>-3</sup> )	<b>3000</b>	<b>3000</b>
SSTA (totais) resultantes (g.m <sup>-3</sup> )	4244	4244
Razão de recirculação do lodo média (Qr.Q <sup>-1</sup> ) (-)	1,0	1,0
Razão de recirculação do lodo máxima de projeto (Qr.Q <sup>-1</sup> ) (-)	1,0	1,0
Razão de recirc. interna (p/ desnitrificação) (3 a 4 se desnitrif necessária)	1,44	1,44
Destino do retorno lodo recirculado (0=zona anox, 1=zona anaer)	0	0
SSLR (totais) resultantes no lodo de retorno (g.m <sup>-3</sup> )	8489	8489
Densidade de potência dos misturadores na zona anóxica (W.m <sup>-3</sup> )	5	5
<b><i>Decantador secundário</i></b>		
Taxa de escoamento superficial (p/ Qmédia) (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ) (16 a 28 m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> para qm e qmáx, <40m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	22	22
Taxa escoam. superf. max (p/Qmed) - NBR 12209 (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	28	28
Taxa de aplicação de sólidos (p/ Qmédia) (kg/m2.d) (1 a 5 kg.m <sup>-2</sup> .h <sup>-1</sup> para a vazão média)	100	100
Taxa de aplic. sol. max (p/Qmed) - NBR 12209 (kg.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	144	144
Taxa de escoamento superficial (p/ Qmax) (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	28	28
Taxa de aplicação de sólidos (p/ Qmax) (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	160	160
Coeficientes para o cálculo do fluxo limite (von Sperling, 1997)		
Faixa de decantabilidade:      média-ruim		
v <sub>0</sub> (m.h <sup>-1</sup> )	6,8	6,8
K (m <sup>3</sup> .kg <sup>-1</sup> )	0,61	0,61
m	6,4	6,4
n	0,7	0,7
Taxa de vertedor (p/ Qmed) (m <sup>3</sup> .m <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	120	120
Taxa de vertedor máxima (NBR 12209)	290	290
Tempo de detenção hidráulica mínimo - NBR 12209 (h)	1,5	1,5
Veloc. horiz. max. (NBR 12209, decant. retang) (mm.s <sup>-1</sup> )	20	20
Decliv. fundo decant. circ. (V/H) (%) (8% se raspador, 0% se sucção)	8,0	8,0

**DADOS DE SAÍDA****Cálculo das cargas e concentrações no esgoto afluyente ao tanque de aeração**

Vazão total afluyente ao tanque de aeração (m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> )		
Vazão média	9590	9590
Vazão máxima	17263	17263
Vazão mínima	7672	7672

<b>PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS</b>
--

Relação Qmax/Qmed resultante	1,80	1,80
Relação Qmín/Qmed resultante	0,80	0,80
Carga média afluyente ao tanque de aeração (após eventual dec. prim./UASB) (kg.d <sup>-1</sup> )		
DBO <sub>5</sub>	2372	2372
NTK	616	616
SS	1875	1875
Concentração média (afluyente tanque aeração) (g.m <sup>-3</sup> )		
DBO <sub>5</sub>	247	247
NTK	64	64
SS	195	195
Relações entre variáveis afluentes à etapa de lodos ativados		
DBO <sub>5</sub> /NTK	3,9	3,9
DBO <sub>5</sub> /P	20,6	20,6
<b>Cálculo da DBO solúvel do efluente final</b>		
Valor assumido para SS efluente (Xe) (g.m <sup>-3</sup> )	<b>30</b>	<b>30</b>
SSV efluente (Xve) (g.m <sup>-3</sup> )	21	21
Fração biodegradável dos SSV (fb)	0,51	0,51
SS biodegradáveis efluentes (Xbe=fb*Xve) (g.m <sup>-3</sup> )	11	11
DBO5 em suspensão efluente (g.m <sup>-3</sup> )	10,40	10
DBO5 solúvel efluente (=DBOmáx-DBOsusp) (g.m <sup>-3</sup> )	14,60	15
DBO5 total efluente (g.m <sup>-3</sup> )	<b>25,00</b>	<b>25</b>
DBO5 solúvel a ser obtida (g/m <sup>3</sup> ) (>1 g.m <sup>-3</sup> )	15	15
<b>Eficiência na remoção da DBO</b>		
Eficiência com base na DBO <sub>5</sub> solúvel (%)	94,1	94,1
Eficiência total da etapa de Lodos Ativados (%)	89,9	89,9
Eficiência global do sistema (%)	<b>91,184</b>	<b>91,2</b>
Carga de DBO <sub>5</sub> removida na etapa biológica (kg.d <sup>-1</sup> )	2231,86	2232
<b>Distribuição dos sólidos no tratamento</b>		
<b>a) Esgoto afluyente ao tanque de aeração (reator biológico)</b>		
SS totais (kg.d <sup>-1</sup> )	1875	1875
SS inorgânicos (kg.d <sup>-1</sup> )	375	375
SSV (kg.d <sup>-1</sup> )	1500	1500
SSV (kg.d <sup>-1</sup> )	1500	1500
SSV inerte (não biodeg) (kg.d <sup>-1</sup> )	600	600
SSV biodeg (SSb) (kg.d <sup>-1</sup> ) -> já incluídos na DBO		

**b) Sólidos biológicos formados no reator**

<b>PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS</b>
--

SS totais formados (kg.d <sup>-1</sup> )	1488	1488
SSinorg formados (kg.d <sup>-1</sup> )	149	149
SSV formados (kg.d <sup>-1</sup> )	1339	1339
Imediatamente na geração dos sólidos:		
SSb formados (kg.d <sup>-1</sup> )	1071	1071
SSnb (não biodeg) formados (kg.d <sup>-1</sup> )	268	268
Com permanência de SRT dias:		
SSb formados (kg.d <sup>-1</sup> )	676	676
SSnb (não biodeg) formados	395	395
Após destruição (com SRT dias)		
SSnb totais (geração e após SRT) (kg.d <sup>-1</sup> )	663	663
SSb destruídos (kg.d <sup>-1</sup> )	676	676
SSb remanescentes (kg.d <sup>-1</sup> )	0	0
% destruição dos SS biodegradáveis (SSb) formados	100	100

**c) Resumo do tanque de aeração (reator): sólidos esgoto bruto + sólidos formados**

Divisão inorg/não biodeg/biodeg (totais)		
SS inorg. totais (kgSSinorg.d <sup>-1</sup> )	524	524
SS não biodegrad. totais (kgSSnb.d <sup>-1</sup> )	1263	1263
SS biodegrad. totais (kgSSb.d <sup>-1</sup> )	0	0
SSV produzidos (biológicos)		
Produção bruta (síntese) (kg.d <sup>-1</sup> )	1339	1339
Decaimento (respiração endógena) (kg.d <sup>-1</sup> )	676	676
Produção líquida de sólidos biológicos (kg.d <sup>-1</sup> )	663	663
(ou calculo p/ $Y_{obs} = 1/(1 + K_d * f_b * SRT)$ )	541	541
SSV totais = (SSnb+SSb) com SRT dias (kg.d <sup>-1</sup> )	1263	1263
ou		
SSV totais = (Produção líquida SSV + SSV não biodeg. afluyente) (kg.d <sup>-1</sup> )	1141	1141
SS totais = (SSV+SSinorg) com SRT dias (kg.d <sup>-1</sup> )	1786	1786
Relação SSV/SS resultante no reator	0,71	0,71

**Cálculo do volume do sistema**

**Resumo dos dados de entrada necessários:**

Idade do lodo (aer+anox) (dias)	18,7	18,7
SSVTA (g.m <sup>-3</sup> )	3000	3000
SSTA (g.m <sup>-3</sup> )	4244	4244
Q media (m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> )	9590	9590
Y (Xv.DBO <sub>5</sub> <sup>-1</sup> )	0,6	0,6
Kd (Xv.Xv <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,10	0,10
f <sub>b</sub> (Xb.Xv <sup>-1</sup> )	0,51	0,51
S <sub>0</sub> (gDBO <sub>5</sub> .m <sup>-3</sup> )	247	247
S (gDBO <sub>5</sub> .m <sup>-3</sup> )	15	15

<b>PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS</b>
--

Volume requerido para o reator (anóx+aerob) (m <sup>3</sup> )	4193	4193
Fator correção do volume pela remoção DBO mais lenta na zona anóxica (-)	1,10	1,05
Volume total requerido (anóx+aerob) (m <sup>3</sup> )	4597	4414
Volume total requerido (c/ eventual zona anaer) (m <sup>3</sup> )	4597	4414
<b>Número de reatores a ser adotado (-)</b>	<b>2</b>	<b>2</b>
Volume requerido para cada reator (m <sup>3</sup> )	2299	2207
<b>Profundidade do sistema (m)</b>	<b>4,50</b>	<b>4,50</b>
Area requerida para cada reator (m <sup>2</sup> )	511	490
Relação comprimento/largura (L/B) para o reator	10,675	10,675
Comprimento requerido para cada reator (m)	73,84	72,36
Largura requerida p/ cada reator (m)	6,92	6,78
<b>Comprimento adotado p/ cada reator (m)</b>	<b>85,40</b>	<b>85,40</b>
<b>Largura adotada p/ cada reator (m)</b>	<b>8,00</b>	<b>8,00</b>
Area resultante de cada reator (m <sup>2</sup> )	683,2	683,2
<i>(checar com área requerida)</i>	OK	OK
<b>Relação comprimento/largura (L/B) resultante</b>	<b>10,68</b>	<b>10,68</b>
Inclinação do talude interno (horiz/vert) (0 se parede vertical; 1 se talude 45°)	0	0
Borda livre no tanque de aeração (m)	0,5	0,5
Comprimento no fundo (m)	85,40	85,40
Comprimento no NA (m)	85,40	85,40
Comprimento na crista do talude (m)	85,40	85,40
Largura no fundo (m)	8,00	8,00
Largura no NA (m)	8,00	8,00
Largura na crista do talude (m)	8,00	8,00
Volume resultante de cada reator (m <sup>3</sup> )	3074	3074
Volume total resultante dos reatores (m <sup>3</sup> )	6149	6149
Volume anox+aerob total (m <sup>3</sup> )	6149	6149
Volume aeróbio total (m <sup>3</sup> )	4349	5123
Volume anaeróbio (m <sup>3</sup> )	0	0
<b>Tempo de detenção hidráulica médio resultante (h)</b>	<b>15,4</b>	<b>15,4</b>
<b>Divisão dos tempos de detenção (h)</b>		
Zona anaeróbia	0,0	0,0
Zona pré-anóxica	4,5	2,6
Zona aeróbia	10,9	12,8
Zona pós-anóxica	0,0	0,0
Total	15,4	15,4

<b>PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS</b>
--

Relação T aer/T total	0,71	0,83
<b>Divisão do comprimento do sistema (m)</b>		
Zona anaeróbia	0,00	0,00
Zona pré-anóxica	25,00	14,25
Zona aeróbia	60,40	71,15
Zona pós-anóxica	0,00	0,00
Total	85,40	85,40
<b>Idade do lodo resultante (anox+aerob) (dias)</b>	<b>27,8</b>	<b>27,8</b>
<i>(se bem superior ao adotado inicialmente, corrigir valor inicial)</i>		
Valor da idade do lodo total adotado inicialmente (dias)	18,7	18,7
Idade do lodo <b>aeróbia</b> resultante (dias)	19,7	23,2
<b>Taxa de utilização de substrato (Efic.xA/M)</b>		
Em termos de SSVTA (kgDBO <sub>5</sub> .kgSSV <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,12	0,12
Em termos de SSTA (kgDBO <sub>5</sub> .kgSS <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,09	0,09
<b>Relação A/M</b>		
Em termos de SSVTA (kgDBO <sub>5</sub> .kgSSV <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,13	0,13
Em termos de SSTA (kgDBO <sub>5</sub> .kgSS <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,09	0,09
Potência total requer. para os misturadores na zona pré-anóxica (CV)	12	7
Potência requer. p/ misturad. na zona pré-anóx. em cada reator (CV)	6	3
<b>Remoção de lodo biológico excedente</b>		
<i>(ver acima no item Distribuição dos Sólidos)</i>		
Detalhamento e verificação da produção total:		
- Pxv (kgSSV.d <sup>-1</sup> )	1263	1263
- Pxi (kgSSi.d <sup>-1</sup> )	524	524
- Px (kgSS.d <sup>-1</sup> )	1786	1786
Massa de SS a ser extraída por dia		
Massa de SS entrando e produzida (Px) (kg.d <sup>-1</sup> )	1786	1786
Massa de SS saindo com o efluente (kg.d <sup>-1</sup> )	282	282
Massa a ser extraída (kgSST.d <sup>-1</sup> )	1504	1504
Concentração do lodo removido (g.m <sup>-3</sup> )		
1 - Remoção do sistema	4244	4244
2 - Remoção da linha de recirculação	8489	8489
Retirada do lodo exced (1=reator; 2=linha recirculação do lodo)	2	2
Conc. adotada para o lodo removido (gSST.m <sup>-3</sup> )	8489	8489
Volume de lodo removido por dia (= vazão de lodo excedente) (m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> )	177	177
Número de retiradas por dia (-)	24	24

<b>PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS</b>
--

Duração de cada retirada (min)	60	60
Volume de lodo em cada retirada (m <sup>3</sup> /retirada)	7,4	7,4
Vazão de lodo em cada retirada (l/s)	2,1	2,1
Produção específica de lodo		
kg SSV por kg DBO <sub>5</sub> removida	0,57	0,57
kg SS por kg DBO <sub>5</sub> removida	0,80	0,80
g SSV per capita por dia	19,1	19,1
g SS per capita por dia	27,1	27,1

**Nitrificação**

Volume aeróbio nos reatores (m <sup>3</sup> )	4349	5123
---	------	------

**a) Correções na taxa de cresc. espec. max. U<sub>max</sub>**

U <sub>max</sub> em condições ideais (1/d)	0,5	0,5
--	-----	-----

## Fatores de influência

Concent. amônia no reator (g.m <sup>-3</sup> )	3,0	3,0
Concent. O <sub>2</sub> no reator (g.m <sup>-3</sup> )	3,0	3,0
Temperatura no reator (mês mais frio) (C)	24	24
pH no reator (-)	7,05	7,05

Fator de correção para a concent.de amônia no reator	0,81	0,81
Fator de correção para a concent. de O <sub>2</sub> no reator	0,79	0,79
Fator de correção para a temperatura no mês mais frio	1,46	1,46
Fator de correção para o pH	0,88	0,88

Fator de correção global	0,82	0,82
--------------------------	------	------

U resultante (d <sup>-1</sup> )	0,41	0,41
---------------------------------	------	------

Idade do lodo aeróbia mínima requerida (1/U) (d)	2,4	2,4
Idade do lodo aeróbia resultante (dias)	19,7	23,2
(deve ser maior que a idade do lodo aeróbia requerida)	OK	OK

**b) Cálculo da fração de nitrificantes nos SSV**

Produção de SSV por dia (biológicos) (kgSSV.d <sup>-1</sup> )	663	663
---	-----	-----

Carga de NTK afluente (kg.d <sup>-1</sup> )	616	616
Carga de NTK efluente (kg.d <sup>-1</sup> )	38	38
Carga de NTK incorp. no lodo exced. (kg.d <sup>-1</sup> )	80	80
Carga de NTK a ser oxidada Q.(N <sub>0</sub> -N <sub>e</sub> )	498	498

Produção de nitrificantes por dia (kgX <sub>n</sub> .d <sup>-1</sup> ) (=0 se SRT<3,5 d)	40	40
--	----	----

Fração de nitrif. nos SSV produz. (-)	0,060	0,060
---------------------------------------	-------	-------

**c) Cálculo da taxa de nitrificação**

<b>PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS</b>
--

Carga nitrif. zona aerobia c/ popul. nitrif. (kgNTK.d <sup>-1</sup> )	4023	4739
Taxa específica result. na zona aeróbia (mgNTK.gSSV <sup>-1</sup> .h <sup>-1</sup> )	12,85	12,85
<b>d) Cálculo da concent. NTK efluente</b> (em função da carga afluente e da carga remov.)		
Concent. NTK efluente do sistema (g.m <sup>-3</sup> ) (valor mínimo = 3,0 mg.L <sup>-1</sup> )	3,0	3,0
Eficiência da etapa de lodos ativados na remoção de NTK (%)	95,3	95,3
Eficiência do sistema prim+sec na rem. de NTK (%)	95,4	95,4
Carga de NTK-N realmente oxidada (kgNTK.d <sup>-1</sup> )	508	508
<b>Desnitrificação</b>		
<b>a) Dados gerais</b>		
Volume da zona pré-anóxica (m <sup>3</sup> )	1800	1026
Massa de SSV na zona pré-anóxica (kg)	5400	3078
Volume da zona pós-anóxica (m <sup>3</sup> )	0	0
Massa de SSV na zona pós-anóxica (kg)	0	0
Razão de recirculação de lodo (Q <sub>r</sub> /Q)	1,00	1,00
Razão de recirc. interna (da zona aerobia) (Q <sub>ri</sub> /Q)	1,44	1,44
Razão de recirc.total p/ pre-anox. ((Q <sub>r</sub> +Q <sub>ri</sub> )/Q)	2,44	2,44
<b>b) Correção na taxa de desnitrificação</b>		
Fator de correção para a temperatura	1,41	1,41
Taxa desnit. result. zona pré-anóxica (kgNO <sub>3</sub> .kgSSV <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,113	0,113
Taxa desnit. result. zona pós-anóxica (kgNO <sub>3</sub> .kgSSV <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,049	0,049
<b>c) Cargas de NO<sub>3</sub></b>		
Carga NO <sub>3</sub> -N produz. por nitrif. na zona aerob. (kg.d <sup>-1</sup> )	508	508
Capac. redução NO <sub>3</sub> -N na zona pós-anóxica (kg.d <sup>-1</sup> )	0	0
Carga NO <sub>3</sub> -N realmente reduz. zona pós-anóxica (kg.d <sup>-1</sup> )	0	0
Carga NO <sub>3</sub> -N remanescente zona pós-anóxica (kg.d <sup>-1</sup> )	508	508
Carga de NO <sub>3</sub> -N recirc. a zona pré-anóxica (kg.d <sup>-1</sup> )	360	360
Carga NO <sub>3</sub> equiv.O <sub>2</sub> rec. zona aer. (1NO <sub>3</sub> =O <sub>2</sub> /2.85) (kg.d <sup>-1</sup> )	0,0	3,6
Carga de NO <sub>3</sub> -N total (recirc+O <sub>2</sub> equival) (kg.d <sup>-1</sup> )	360	364
Capac. redução de NO <sub>3</sub> -N zona pré-anóxica (kg.d <sup>-1</sup> )	610	348
Carga NO <sub>3</sub> -N realmente reduz. zona pre-anox. (kg.d <sup>-1</sup> )	360	348
Carga de NO <sub>3</sub> -N reduz. (zonas pré e pós-anóxica) (kg.d <sup>-1</sup> )	360	344

<b>PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS</b>
--

(sem equivalente de O<sub>2</sub>)

Carga de NO <sub>3</sub> -N retorn. zona anaer. (kg/d)	0	0
Capac. redução NO <sub>3</sub> -N zona anaerobia (kg/d)	0	0
Carga NO <sub>3</sub> -N realm. reduz. zona anaerobia (kg/d)	0	0

Relação NO <sub>3</sub> retornado zona anaer / NO <sub>3</sub> produz	0,00	0,00
(Nao OK se NO <sub>3</sub> retorn. zona anaer > 20%NO <sub>3</sub> produz)	OK	OK
<i>(critério subjetivo relativo remoção P)</i>		

Carga de NO <sub>3</sub> -N efluente (kgNO <sub>3</sub> -N.d <sup>-1</sup> )	148	164
--	-----	-----

**d) Concentrações efluentes de nitrogênio**

Concentração NH <sub>4</sub> -N efluente (g.m <sup>-3</sup> )	3,0	3,0
Concentração NO <sub>3</sub> -N efluente (g.m <sup>-3</sup> )	15,4	17,1
Concentração N total efluente (g.m <sup>-3</sup> )	18,4	20,1

Eficiência na remoção da amônia (%)	95,4	95,4
Eficiência na remoção do NO <sub>3</sub> -N formado (%)	70,9	67,8
Eficiência na remoção de N total no sistema (%)	72,0	69,4

**Requisitos de oxigênio****a) Demanda carbonácea**

Relação DBO <sub>u</sub> /DBO <sub>5</sub>	1,46	1,46
Coeficientes de demanda de O <sub>2</sub>		
(síntese) (kgO <sub>2</sub> .kgDBO <sub>5</sub> removido <sup>-1</sup> )	0,61	0,61
(respir. endógena) (kgO <sub>2</sub> .kgSSb destruído <sup>-1</sup> )	1,42	1,42
Demanda para síntese (kgO <sub>2</sub> .d <sup>-1</sup> )	1362	1362
Demanda para respiração endógena (kgO <sub>2</sub> .d <sup>-1</sup> )	961	961

**b) Demanda para nitrificação**

Coeficiente de demanda de O <sub>2</sub> (kgO <sub>2</sub> .kgNH <sub>4</sub> -N oxid <sup>-1</sup> )	4,57	4,57
Carga de NH <sub>4</sub> -N oxidado por dia (kgNH <sub>4</sub> -N.d <sup>-1</sup> )	508	508
Demanda de O <sub>2</sub> (kgO <sub>2</sub> .d <sup>-1</sup> )	2320	2320

**c) Economia com desnitrificação**

Coeficiente de produção de O <sub>2</sub> (kgO <sub>2</sub> .kgNO <sub>3</sub> -N reduz <sup>-1</sup> )	2,85	2,85
Carga de NO <sub>3</sub> -N reduzido por dia (kgNO <sub>3</sub> -N.d <sup>-1</sup> )	360	344
Produção de O <sub>2</sub> (kgO <sub>2</sub> .d <sup>-1</sup> )	-1026	-980

Considerar economia de oxigênio com desnitrificação? (0=não; 1=sim)	1	1
---	---	---

<b>PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS</b>
--

**d) Resumo**

Demanda para síntese ( $\text{kgO}_2\cdot\text{d}^{-1}$ )	1362	1362
Demanda para respiração endógena ( $\text{kgO}_2\cdot\text{d}^{-1}$ )	961	961
Demanda para nitrificação ( $\text{kgO}_2\cdot\text{d}^{-1}$ )	2320	2320
Produção na desnitrificação ( $\text{kgO}_2/\text{d}$ )	-1026	-980
Demanda total - vazão média ( $\text{kgO}_2\cdot\text{d}^{-1}$ )	3617	3663
Demanda total - vazão máxima ( $\text{kgO}_2\cdot\text{d}^{-1}$ )	6510	6593
Fator de correção para demanda média de $\text{O}_2$ , caso desejado (p.ex., 1,2 p/ dia de > consumo)	1,00	1,00
Demanda para $Q_{\text{med}}$ com fator de correção	3617	3663
Satisfazer demanda para $Q_{\text{max}}$ ou para Fator Corr x $Q_{\text{med}}$ ( $0=Q_{\text{max}}$ ; $1=\text{Fator} \times Q_{\text{med}}$ )?	0	0
Demanda a ser satisfeita (no campo) ( $\text{kgO}_2/\text{d}$ )	6510	6593
Relação $\text{O}_2 \text{ req}/\text{DBO}_5 \text{ rem}$	2,92	2,95
Relação $\text{O}_2 \text{ req}/\text{DBO}_5 \text{ afluente ao reator}$	2,74	2,78
<i>Checar com NBR 12209</i>	OK	OK
Taxa de consumo de oxigênio média (TCO) ( $\text{gO}_2\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{min}^{-1}$ )	0,41	0,41
Taxa de consumo de oxigênio média (TCO) ( $\text{gO}_2\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ )	24,5	24,8

**e) Valores a serem adotados**

Requisito total de $\text{O}_2$ (no campo) ( $\text{kg}\cdot\text{d}^{-1}$ )	6510	6593
--	------	------

**f) Correção para as condições padrão**

Conc. satur. $\text{O}_2$ , água limpa, nível mar, mes frio ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	8,33	8,33
Conc. satur. $\text{O}_2$ , água limpa, nível mar, mes quente ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	7,16	7,16
Capac. oxigenação requerida ( $\text{kgO}_2\cdot\text{d}^{-1}$ ) - mês mais frio	7957	9947
Capac. oxigenação requerida ( $\text{kgO}_2\cdot\text{d}^{-1}$ ) - mês mais quente	7662	9962
Capac. oxigenação padrão a ser adotada - por dia ( $\text{kgO}_2\cdot\text{d}^{-1}$ )	7957	9962
Capac. oxigenação padrão a ser adotada - por hora ( $\text{kgO}_2\cdot\text{h}^{-1}$ )	332	415
Fator de correção padrão/campo (-)	1,22	1,51
Fator de correção campo/padrão (-)	0,82	0,66
Conc. OD resultantes (mês mais quente):		
Concent. OD máxima no reator - $Q_{\text{med}}$ ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	3,15	3,85
Concent. OD máxima no reator - $Q_{\text{max}}$ ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	0,25	1,50
Conc. OD resultantes (mês mais frio):		
Concent. OD máxima no reator - $Q_{\text{med}}$ ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	3,51	4,35
Concent. OD máxima no reator - $Q_{\text{max}}$ ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )	0,00	1,51

<b>PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS</b>
--

**Alternativa: aeração mecânica****a) Potência requerida**

Eficiência de oxigenação padrão ( $\text{kgO}_2.\text{kWh}^{-1}$ )	1,2	1,2
Potência requerida (kW) - aeração 24 h.d <sup>-1</sup>	276	346
Potência requerida (CV)	368	461

**b) Aeradores**

Número de aeradores por reator (-)	12	12
Número total de aeradores (-)	24	24
Potência requerida para cada aerador (CV)	15	19
Potência adotada para cada aerador (CV) ( <i>checar com potência requerida</i> )	20 OK	20 OK
Potência total instalada (CV)	480	480
Potência total instalada (kW)	360	360
Potência média consumida ( $\text{kWh.mês}^{-1}$ )	259200	259200
Valores per capita:		
Potência instalada ( $\text{W.hab}^{-1}$ )	5,5	5,5
Potência consumida ( $\text{kWh.hab.ano}^{-1}$ )	47	47

**c) Valores resultantes**

Densidade de potência resultante em $Q_{\text{méd}}$ (zona aerob) ( $\text{W.m}^{-3}$ ) ( <i>checar com NBR 12209</i> ):	83 OK	70 OK
Capac. oxigen. resultante - padrão, com os aeradores ligados ( $\text{kgO}_2.\text{d}^{-1}$ )	10368	10368
Conc. OD resultantes (mes mais quente):		
Concent. OD máxima no reator - $Q_{\text{med}}$ ( $\text{g.m}^{-3}$ )	4,00	3,96
Concent. OD máxima no reator - $Q_{\text{max}}$ ( $\text{g.m}^{-3}$ )	1,77	1,71
Conc. OD resultantes (mês mais frio):		
Concent. OD máxima no reator - $Q_{\text{med}}$ ( $\text{g.m}^{-3}$ )	4,53	4,49
Concent. OD máxima no reator - $Q_{\text{max}}$ ( $\text{g.m}^{-3}$ )	1,84	1,76

**Dimensionamento do decantador secundário****a) Valores afluentes**

Para vazão média:		
Vazão média (Q) ( $\text{m}^3.\text{d}^{-1}$ )	9590	9590

<b>PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS</b>
--

Razão de recirculação de lodo (-)	1,00	1,00
Vazão de recirculação de lodo ( $m^3 \cdot d^{-1}$ )	9590	9590
Carga de sólidos $(Q+Q_r) \cdot X$ ( $kg \cdot d^{-1}$ )	81411	81411
Para vazão máxima:		
Vazão máxima (Q) ( $m^3 \cdot d^{-1}$ )	17263	17263
Vazão de recirculação de lodo ( $m^3 \cdot d^{-1}$ )	9590	9590
Carga de sólidos $(Q+Q_r) \cdot X$ ( $kg \cdot d^{-1}$ )	113975	113975
<b>b) Área requerida com base em taxas de aplicação</b>		
<i>Critério pela taxa de escoamento superficial</i>		
Área para Qmed (todos decant) - taxas da literatura ( $m^2$ )	436	436
Área p/ Qmed (todos decant) - NBR 12209 ( $m^2$ )	343	343
Área para Qmax (todos decantadores) ( $m^2$ )	617	617
<i>Critério pela taxa de aplicação de sólidos</i>		
Área para Qmed (todos decant) - taxas da literatura ( $m^2$ )	814	814
Área p/ Qmed (todos decant) - PNB-570 ( $m^2$ )	565	565
Área para Qmax (todos decantadores) ( $m^2$ )	712	712
Área total requerida em função das taxas (maior valor entre os calculados) ( $m^2$ )	814	814
<b>c) Área requerida em função de fluxo limite de sólidos</b>		
Fluxo de sólidos aplicado (p/ Qmed) ( $kg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ )	100,0	100,0
Fluxo limite de sólidos ( $kg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ )	96,0	96,0
<b>d) Área total requerida (final)</b>		
Área total requerida ( $m^2$ )		
Segundo taxas de aplicação hidráulica	617	617
Segundo taxas de aplicação de sólidos	814	814
Segundo von Sperling (fluxo sólidos)	848	848
Segundo von Sperling ( $Q/A=v$ )	783	783
Área total requerida (maior valor, segundo todos os critérios) ( $m^2$ )	848	848
Área total adotada ( $m^2$ )	850	850
	Pode-se adotar área menor que a máxima (no caso de UASB à montante, se critério de TAH for o mais restritivo)	
<b>e) Alternativa: decantadores circulares</b>		
Formato	Circular	circular circular
Número de decantadores (-)	2	2
Área requerida para cada decantador ( $m^2$ )	425	425

<b>PRÉ-DIMENSIONAMENTO E VERIFICAÇÃO DE SISTEMAS DE LODOS ATIVADOS</b>
--

Diâmetro requerido para cada decantador (m)	23,3	23,3
Diâmetro adotado para cada decantador (m)	25,00	25,00
(checar com diâmetro requerido)	OK	OK
Área resultante de cada decantador (m <sup>2</sup> )	491	491
Área resultante total (m <sup>2</sup> )	981	981
Taxa de aplicação de sólidos resultante (kg.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	83	83
(checar com NBR 12209):	OK	OK
Taxa de escoamento superficial resultante (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	10	10
(checar com NBR 12209):	OK	OK
Altura da parede lateral (m)	3,50	3,50
Declividade de fundo (V/H) (%)	8,0	8,0
Profundidade da parte cônica (m)	1,00	1,00
Volume de cada decantador (m <sup>3</sup> )	1881	1881
Volume total de decantadores (m <sup>3</sup> )	3761	3761
Tempos de detenção (h)		
Para Qmed	9,4	9,4
Para Qmed + Qr	4,7	4,7
Para Qmax + Qr (todos decantad)	3,4	3,4
Para Qmax + Qr (1 decant. fora)	1,7	1,7
(checar com NBR 12209):	OK	OK
Comprim. requerido de vertedor (p/decantador) (m)	40,0	40,0
Comprimento disponível de vertedor (por decant)		
Vertedor único, a 0,5 m da parede (m)	75,4	75,4
Vertedor duplo, a 0,5 e 1,0 m da parede (m)	147,6	147,6
Comprimento de vertedor a ser adotado (m)	75,4	75,4
Taxa de vertedor resultante (m <sup>3</sup> .m <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	64	64
<b>Bombeamentos para recirculações</b>		
Razão de recirculação de lodo média (-)	1,00	1,00
Vazão de recirculação de lodo média (m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> )	9590	9590
Razão de recirculação de lodo p/ dimens. bomba (-)	1,00	1,00
Vazão de recirculação de lodo p/ dimens. bomba (m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> )	9590,40	9590
Razão de recirculação interna (p/desnitrif) (-)	1,44	1,44
Vazão de recirculação interna (p/desnitrif) (m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> )	13810	13810