

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

JOSIANE PISTORELLO

**SIMULAÇÃO DO CO-TRATAMENTO DE RESÍDUO DE TANQUE SÉPTICO EM  
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Porto Alegre

2018

JOSIANE PISTORELLO

**SIMULAÇÃO DO CO-TRATAMENTO DE RESÍDUO DE TANQUE SÉPTICO EM  
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

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

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Linha de pesquisa: Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Antônio Domingues Benetti

Porto Alegre

2018

### CIP - Catalogação na Publicação

Pistorello, Josiane

Simulação do co-tratamento de resíduo de tanque séptico em estação de tratamento de esgoto doméstico / Josiane Pistorello. -- 2018.

122 f.

Orientador: Antônio Domingues Benetti.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2018.

1. Resíduo de tanque séptico. 2. Lodos ativados. 3. Co-tratamento. 4. Modelo ASM1. I. Benetti, Antônio Domingues, orient. II. Título.

Josiane Pistorello

Simulação do co-tratamento de resíduo de tanque séptico em estação de tratamento de esgoto doméstico

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

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Linha de pesquisa: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Antônio Domingues Benetti

Porto Alegre, 12 de janeiro de 2018.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Gino Roberto Gehling  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

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

Prof. Dr. Luiz Olinto Monteggia  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Agradeço a minha mãe e a meu pai que são meus pilares e meus exemplos. Com certeza seu amor, carinho e incentivo são essenciais em minha vida. A minhas irmãs, que assim como meus pais, são as pessoas mais importantes em minha vida e com as quais sempre contei com o apoio. Ao professor Antônio Domingues Benetti pela compreensão e auxílio que foram fundamentais para a conclusão deste trabalho. Aos meus colegas de empresa pelo auxílio e a própria Companhia pelo incentivo a minha qualificação. A todos os professores que contribuíram em minha caminhada, ensinando e compartilhando comigo seus conhecimentos, que com certeza são a base para minha vida profissional.

Each one of us has a choice to make, to embrace the new challenges, or resist them.

Cada um de nós tem uma opção a fazer, abraçar os novos desafios ou resistir a eles.

Kasparov (2017)

## RESUMO

O presente trabalho avaliou a possibilidade de receber e tratar resíduo de tanques sépticos num sistema dimensionado para tratar esgoto doméstico. Neste sentido, o objetivo deste estudo foi avaliar o co-tratamento deste resíduo numa estação de tratamento de esgoto composta por processo de lodos ativados. Para a realização desta avaliação utilizou-se o modelo matemático ASM1 e o software WRc Stoat 5.0. O modelo ASM1 descreve a remoção de matéria orgânica carbonácea, a nitrificação e a desnitrificação. Para atender ao objetivo proposto, foram realizadas simulações de quatro grupo de cenários, sendo que em cada grupo a ETE operava com uma vazão fixa e foi alterada a parcela de resíduo de tanque séptico a ser tratada no sistema. Para a realização das simulações, previamente realizou-se a estruturação do modelo matemático ao sistema de tratamento selecionado, ajustes dos coeficientes estequiométricos e parâmetros cinéticos e determinaram-se as concentrações de entrada e o fracionamento da DQO e do nitrogênio para o esgoto bruto e para o resíduo de tanque séptico. As simulações geraram como resultado a possibilidade de, num sistema dimensionado para uma vazão média de 180 m<sup>3</sup>/h e operado com uma vazão de 45 m<sup>3</sup>/h de esgoto doméstico receber 4,3 m<sup>3</sup>/h de resíduo de tanque séptico sem comprometer os padrões de lançamento. Já, no caso da mesma ETE operando com 90 m<sup>3</sup>/h, 135 m<sup>3</sup>/h e 162 m<sup>3</sup>/h, as parcelas possíveis de serem recebidas de resíduo de tanque séptico e concomitantemente atendendo aos padrões de lançamento definidos na legislação foram 3,6 m<sup>3</sup>/h, 3,3 m<sup>3</sup>/h e 2,9 m<sup>3</sup>/h. Os resultados obtidos permitem concluir que é viável co-tratar resíduo de tanque séptico com o esgoto doméstico e ao mesmo tempo atender aos padrões de lançamento definidos na legislação, desde que respeitados os fatores limitantes e as cargas máximas. O recebimento e o tratamento do resíduo de tanque séptico em sistemas projetados para esgoto doméstico mostram-se como práticas que podem ser implantados na gestão dos sistemas de esgotamento sanitário. Esta aplicação poderia contribuir para ampliar a correta destinação dos esgotos e consequentemente com a melhoria dos índices de atendimento do esgotamento sanitário.

Palavras-chave: Resíduo de tanque séptico. Lodos ativados. Co-tratamento. Modelo ASM1.

## ABSTRACT

The present work evaluated the possibility of receiving and treating septic tank residue in a system designed to treat domestic sewage. Therefore, the objective of this study was to evaluate the co-treatment of this residue in a sewage treatment plant with an activated sludge process. The ASM1 model and software WRc Stoat 5.0 were used to perform this evaluation. The ASM1 model describes the removal of carbonaceous organic matter, nitrification and denitrification processes. To attend the proposed objective, simulations of four scenarios group were realized and in each group the system operated with a fixed flow and was changed the portion of septic tank residue. Before running the simulations, the mathematical model was structured to the selected treatment system, adjustments of the stoichiometric coefficients and kinetic parameters and were determined the inputs and fractionations concentration of the COD and nitrogen for the sewage and the septic tank residue. The simulation results show that is possible, in a system designed for an average flow of 180 m<sup>3</sup>/h and underloaded with a domestic sewage flow of 45 m<sup>3</sup>/h to receive 4.3 m<sup>3</sup>/h of septic tank residue without compromising the standards. For systems operating at 90 m<sup>3</sup>/h, 135 m<sup>3</sup>/h and 162 m<sup>3</sup>/h, the possible parcels to be received from septic tank residue without compromising standards defined in the legislation were, respectively, 3.6 m<sup>3</sup>/h, 3.3 m<sup>3</sup>/h and 2.9 m<sup>3</sup>/h. The results allow the conclusion that it is feasible to co-treat septic tank residue with domestic sewage and at the same time respect the standards defined in the legislation, once the limiting flowrates and maximum loads are respected. The acceptance and treatment of septic tank residue in systems designed for domestic sewage are practices that can be implemented in the management of sanitary sewage systems. That can be explained to improve the management of sewage systems, therefore, expanding the correct destination of wastewater and consequently contribute to the improvement of sanitary sewage index.

Key words: Septic tank residue. Activated sludge process. Co-treatment. ASM1 model.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema clássico do processo de lodos ativados .....	21
Figura 2 – Desenvolvimento do processo de lodos ativados .....	23
Figura 3 – Fracionamento da DQO no esgoto doméstico .....	26
Figura 4 – Fracionamento dos compostos nitrogenados no esgoto doméstico .....	27
Figura 5 – Opções para tratamento e disposição final de resíduos de tanque séptico .....	35
Figura 6 – Sequência para seleção de alternativa para disposição do material séptico .....	35
Figura 7 – Volume de resíduo passível de ser adicionado à ETE conforme estudos desenvolvidos por USEPA (1984).....	40
Figura 8 – Esquema da concepção da ETE .....	56
Figura 9 – Esquema do sistema de tratamento inserido no modelo para a realização das simulações .....	61
Figura 10 – Divisão do volume do conteúdo do tanque séptico.....	68
Figura 11 – Resultado da simulação dos cenários do Grupo A para os parâmetros DQO e SST78	
Figura 12 – Resultado da simulação dos cenários do Grupo A para as parâmetros DBO e Namoniacal.....	79
Figura 13 – Resultado da simulação dos cenários do Grupo B para os parâmetros DQO e SST80	
Figura 14 – Resultado da simulação dos cenários do Grupo B para os parâmetros DBO e Namoniacal.....	80
Figura 15 – Resultado da simulação dos cenários do Grupo C para os parâmetros DQO e SST81	
Figura 16 – Resultado da simulação dos cenários do Grupo C para os parâmetros DBO e Namoniacal.....	82
Figura 17 – Resultado da simulação dos cenários do Grupo D para os parâmetros DQO e SST83	
Figura 18 – Resultado da simulação dos cenários do Grupo D para os parâmetros DBO e Namoniacal.....	83
Figura 19 – Relação entre a concentração de SST no efluente tratado e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do Grupo A .....	84
Figura 20 – Relação entre a concentração de SST no efluente tratado e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do Grupo B .....	85
Figura 21 – Relação entre a concentração de SST no efluente tratado e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do Grupo C .....	86

Figura 22 – Relação entre a concentração de SST no efluente tratado e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do Grupo D .....	86
Figura 23 – Percentual das frações da DQO total no efluente tratado em cada cenário simulado .....	88
Figura 24 – Percentual das frações da DBO total no efluente tratado em cada cenário simulado	88
Figura 25 – Resultado da simulação dos cenários do Grupo A para os parâmetros DQO e SST considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico .....	90
Figura 26 – Resultado da simulação dos cenários do Grupo A para os parâmetros DBO e Namoniacal considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico .....	91
Figura 27 – Resultado da simulação dos cenários do Grupo B para os parâmetros DQO e SST considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico .....	92
Figura 28 – Resultado da simulação dos cenários do Grupo B para os parâmetros DBO e Namoniacal considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico .....	92
Figura 29 – Resultado da simulação dos cenários do Grupo C para os parâmetros DQO e SST considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico .....	93
Figura 30 – Resultado da simulação dos cenários do Grupo C para os parâmetros DBO e Namoniacal considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico .....	94
Figura 31 – Resultado da simulação dos cenários do Grupo D para os parâmetros DQO e SST considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico .....	95
Figura 32 – Resultado da simulação dos cenários do Grupo D para os parâmetros DBO e Namoniacal considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico .....	96
Figura 33 – Relação entre a concentração de SST no efluente tratado e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do Grupo A com pré-tratamento .....	97
Figura 34 – Relação entre a concentração de SST no efluente tratado e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do Grupo B com pré-tratamento .....	97
Figura 35 – Relação entre a concentração de SST no efluente tratado e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do Grupo C com pré-tratamento .....	98
Figura 36 – Relação entre a concentração de SST no efluente tratado e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do Grupo D com pré-tratamento .....	98
Figura 37 – Relação da vazão de esgoto doméstico e de resíduo de tanque séptico para cada Grupo de cenários com e sem pré-tratamento .....	100

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Principais constituintes de importância no tratamento de esgoto.....	17
Quadro 2 – Níveis de tratamento de esgoto .....	20
Quadro 3 – Operações e processos unitários utilizados para remover constituintes de importância encontrados no esgoto.....	20
Quadro 4 – Relações para o fracionamento da DQO no efluente.....	26
Quadro 5 – Resumo das abordagens do tratamento e disposição do resíduo de tanque séptico	36
Quadro 6 – Características de opções para disposição no solo .....	43
Quadro 7 – Componentes da caracterização da água residual .....	51
Quadro 8 – Parâmetros do modelo genérico de decantação.....	53
Quadro 9 – Parâmetros de operação e compatibilização com modelo ASM1 .....	58
Quadro 10 – Relações utilizadas para fracionar a DQO e Namiacal que se aplicam ao esgoto doméstico e ao resíduo de tanque séptico .....	59

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Índices de tratamento de esgotos no Brasil .....	16
Tabela 2 – Composição típica de esgoto sanitário bruto .....	18
Tabela 3 – Faixa típica da qualidade do efluente após tratamento secundário .....	24
Tabela 4 – Caracterização de resíduos de tanque séptico, com apresentação dos valores médios e faixas obtidas por diversos autores sistematizadas por Ingunza et al. (2009) e USEPA (1994).....	31
Tabela 5 – Padrões de lançamento definidos na Resolução Consema nº 355/2017 para o esgotamento sanitário.....	47
Tabela 6 – Coeficientes estequiométricos.....	49
Tabela 7 – Parâmetros cinéticos .....	50
Tabela 9 – Dimensões das estruturas da ETE .....	57
Tabela 10 – Características do esgoto doméstico bruto.....	59
Tabela 11 – Relações utilizadas para fracionar a DQO do esgoto doméstico.....	60
Tabela 12 – Relações para fracionar o nitrogênio total do esgoto doméstico .....	60
Tabela 13 – Relações utilizadas para fracionar a DQO do resíduo de tanque séptico .....	62
Tabela 14 – Relações utilizadas para fracionar o nitrogênio total do resíduo de tanque séptico.....	63
Tabela 15 – Padrões de lançamento conforme Resolução Consema nº 355/2017 .....	64
Tabela 16 – Cenários correspondentes ao Grupo A com vazão de esgoto doméstico correspondente a 25% da vazão média de projeto da ETE .....	64
Tabela 17 – Cenários correspondentes ao Grupo B com vazão de esgoto doméstico correspondente a 50% da vazão média de projeto da ETE .....	65
Tabela 18 – Cenários correspondentes ao Grupo C com vazão de esgoto doméstico correspondente a 75% da vazão média de projeto da ETE .....	65
Tabela 19 – Cenários correspondentes ao Grupo D com vazão de esgoto doméstico correspondente a 90% da vazão média de projeto da ETE .....	65
Tabela 20 – Cenários inseridos na simulação considerando pré-tratamento do resíduo .....	66
Tabela 21 – Eficiências de remoção obtidas por Borges (2009) para diferentes taxas de aplicação.....	67
Tabela 22 – Resultado do fracionamento da DQO e do nitrogênio total do esgoto doméstico para o modelo ASM1 .....	71

Tabela 23 – Coeficientes estequiométricos e parâmetros cinéticos e do decantador utilizados na calibração.....	72
Tabela 24 – Coeficientes estequiométricos e parâmetros cinéticos e de decantação alterados na calibração.....	73
Tabela 25 – Resultado da calibração e valores esperados para o efluente tratado .....	75
Tabela 26 – Caracterização do resíduo de tanque séptico.....	76
Tabela 27 – Fracionamento da DQO e do nitrogênio total do resíduo de tanque séptico para o modelo ASM1.....	77
Tabela 28 – Parcela de resíduo de tanque séptico a ser recebida em cada Grupo de cenários com o atendimento aos padrões de lançamento definidos na legislação .....	87
Tabela 29 – Fracionamento da DQO e do nitrogênio amoniacal do resíduo de tanque séptico para o modelo ASM1 considerando o pré-tratamento .....	89
Tabela 30 – Parcela de resíduo de tanque séptico com pré-tratamento a ser recebida em cada Grupo de cenários e atendendo ao padrão de lançamento .....	99
Tabela 31 – Parcela de resíduo de tanque séptico a ser recebida em cada Grupo de cenários mantendo o atendimento ao padrão de lançamento .....	99
Tabela 32 – Vazões de esgoto e lodo removidos dos tanques sépticos aceitáveis na ETE sem comprometer os padrões de lançamento .....	101
Tabela 33 – Volume de lodo removido e gerado nos tanques sépticos por dia e população a ser beneficiada com limpeza dos sistemas.....	102
Tabela 34 – Residências beneficiadas e viagens necessárias para transportar o volume diário de resíduo de tanque séptico a ser co-tratado na ETE mantendo os padrões de lançamento.	102

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	13
2 OBJETIVOS .....	15
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	16
3.1 Esgoto sanitário.....	17
3.2 Sistemas de tratamento de esgoto sanitário .....	19
3.3 Constituintes relevantes para os processos de tratamento .....	25
3.4 Sistemas <i>on-site</i> e resíduos gerados .....	27
3.5 Alternativas de tratamento de resíduos oriundos de tanques sépticos .....	32
3.5.1 Co-tratamento de esgoto sanitário e resíduo de tanque séptico .....	36
3.5.2 Sistemas independentes .....	42
3.5.3 Solo .....	43
3.6 Legislação e normatização.....	45
3.7 Modelagem matemática.....	47
3.7.1 Modelo ASM1 .....	48
3.7.2 Software WRc Stoat 5.0.....	54
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	56
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	71
5.1 Estruturação do modelo ASM1 ao sistema de lodos ativados.....	71
5.2 Caracterização do resíduo de tanque séptico e compatibilização ao modelo ASM1 .....	75
5.3 Simulação do co-tratamento de esgoto doméstico e resíduo de tanque séptico .....	77
5.4 Simulação do co-tratamento de esgoto doméstico e resíduo de tanque séptico considerando pré-tratamento .....	89
5.5 Sistematização dos resultados das simulações.....	99
5.6 Limitações do estudo.....	106
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	107
REFERÊNCIAS .....	109
APÊNDICE A: dados de entrada nas simulações.....	113
APÊNDICE B: dados de entrada das simulações considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico. ....	117
ANEXO A: notação matricial do modelo ASM1. ....	121

## 1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional desordenado, cidades com infraestrutura deficiente e a falta de planejamento e de investimentos em saneamento básico tem como consequências a poluição e a degradação das condições do meio ambiente e a baixa qualidade de vida da população.

As condições atuais do saneamento que envolve a falta de tratamento adequado da água, dos esgotos sanitários e dos resíduos sólidos comprometem a saúde da população e elevam gastos com saúde pública, principalmente para o tratamento de doenças de veiculação hídrica. A nível federal e estadual tem-se baixos níveis de saneamento quanto ao esgotamento sanitário. No Brasil, o índice médio de atendimento por rede de esgoto é de 56,3% nas áreas urbanas e no estado do Rio Grande do Sul o índice é de 29,8% (BRASIL, 2014).

Os baixos índices de atendimento com relação ao esgotamento sanitário mostram a lacuna existente no saneamento básico, vinculada tanto à implantação dos sistemas, quanto à funcionalidade dos mesmos através da efetivação da ligação das residências às redes de esgoto. Além disso, torna-se evidente a necessidade de haver maciços investimentos em esgotamento sanitário para reverter os índices atuais.

Conforme Strande (2014), aumentar o acesso ao saneamento é uma prioridade global, constatando que a expansão e o desenvolvimento dos sistemas de esgotamento convencionais não tem acompanhado a rápida expansão urbana, típica de países de baixa e média renda. Afirma ainda que tecnologias locais (*on-site*) podem representar uma opção viável e mais acessível para ampliar o atendimento ao esgotamento sanitário, mas apenas se toda a cadeia do serviço for adequadamente gerida. Ela ainda acrescenta que instalações locais tem sido tradicionalmente vistas apenas como soluções temporárias até que os sistemas de esgoto convencionais sejam construídos.

Esta prática é resultado de abordagens de esgotamento pensadas para cidades da Europa e da América do Norte nas quais a água está disponível para a maioria da população. Além disso, sistemas com o emprego de tecnologias *on-site* não estão presentes nos currículos da maioria dos cursos de engenharia e há uma preferência por investimento em infraestruturas de grande escala (STRANDE, 2014).

A concepção dos sistemas tradicionais privilegia o afastamento dos esgotos com a implantação de redes coletoras em toda a área urbana dos municípios, instalação de estações de bombeamento ou interceptores normalmente em áreas de preservação permanente de corpos hídricos. Tem-se nessa situação altos custos de implantação e operação desses

sistemas, demandando grandes áreas, intenso consumo de energia elétrica e mão de obra especializada.

Para melhorar os índices de esgotamento sanitário de forma mais rápida e, desta forma, as condições a que a população é exposta, principalmente a de baixa renda, é necessário modificar a concepção dos sistemas, buscando a combinação entre os sistemas tradicionais e sistemas de tratamento alternativos e mais simples. Os sistemas descentralizados são mais sustentáveis considerando o consumo de energia, área para implantação, custos de operação e implantação.

Andreoli e Pompeo (2009) assim como Strande (2014) afirmam que o uso de tanques sépticos e sumidouros pode ser uma forma adequada para a gestão do esgoto sanitário, contudo esta opção tecnológica requer a retirada sistemática do lodo e alternativas para o destino desse resíduo, o que raramente é observado na prática. Strande (2014) complementa que, comparado com práticas de gerenciamento de esgotos, há uma lacuna de cem anos no conhecimento sobre gerenciamento de lodo/resíduo de origem fecal em áreas urbanas.

O material removido de tanques sépticos tem grande concentração de sólidos, matéria orgânica e microrganismos e demanda manejo adequado, requerendo a remoção, transporte, acondicionamento, tratamento e destino final ambientalmente correto. A expansão dos sistemas de esgotamento sanitário com o emprego de sistemas *on site*, como tanques sépticos, acaba tendo como maior entrave a não definição de como gerenciar e principalmente tratar o resíduo de tanque séptico.

Neste contexto, este trabalho busca avaliar o co-tratamento de resíduo oriundo de tanque séptico em estação de tratamento de esgoto sanitário, de forma a validar este procedimento como solução ambientalmente e tecnicamente adequada para o recebimento e o tratamento deste resíduo em estações projetadas originalmente para tratar apenas esgoto sanitário.

Além disso, não há consenso sobre os impactos provocados pela mistura desse resíduo nos processos de degradação convencionais utilizados nas estações de tratamento de esgoto, nem sobre a proporção segura de diluição para esta combinação.

A relevância desta pesquisa se justifica pela possibilidade de contribuir com a gestão do resíduo proveniente de tanques sépticos às empresas prestadoras de serviços de saneamento. Vislumbra-se que este trabalho possa auxiliar na resolução de parte da problemática atual que envolve a gestão deste tipo de resíduo e consequentemente possa contribuir com melhorias nas condições ambientais.

## 2 OBJETIVOS

Objetivo geral:

Simular o co-tratamento de resíduo de tanque séptico em estação de tratamento de esgoto sanitário composta por processo de lodos ativados utilizando o modelo matemático ASM1

Objetivos específicos:

- Estruturar e ajustar o modelo matemático ASM1 ao sistema de lodos ativados da estação de tratamento de esgoto sanitário deste estudo;
- Estabelecer as concentrações dos parâmetros do resíduo de tanque séptico e compatibilizar com os componentes do modelo ASM1;
- Avaliar o impacto do co-tratamento de resíduo de tanque séptico na eficiência da estação em estudo com a simulação de diferentes cenários combinando vazões do resíduo e de esgoto sanitário;
- Estimar a parcela de resíduo de tanque séptico a ser co-tratada na estação em estudo garantindo o atendimento aos padrões de lançamento;
- Relacionar a parcela de resíduo de tanque séptico que pode ser co-tratada na estação em estudo com uma população geradora equivalente.

### 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

O Brasil tem baixos níveis de saneamento quanto ao esgotamento sanitário. O índice médio de atendimento por rede de esgoto é de 58% nas áreas urbanas, representando o atendimento de 99,4 milhões de habitantes (BRASIL, 2016).

Segundo os dados sistematizados pelo Ministério das Cidades no Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – SNIS 2015 e considerando a totalidade da população do estado do Rio Grande do Sul, urbana e rural, tem-se que 89,4% da população é atendida por abastecimento de água e 41,0% é atendida por esgotamento sanitário (BRASIL, 2016). Outro dado relevante no Rio Grande do Sul refere-se ao número de economias ativas, havendo 2.727.836 economias de água enquanto de esgoto são apenas 707.450. As economias existentes de esgoto representam 25,9% da totalidade de economias de água. Isso demonstra o baixo índice de ligações às redes coletoras e, portanto, aos sistemas de esgotamento sanitário existentes. Na Tabela 1 são apresentados alguns índices a respeito do tratamento de esgotos no Brasil.

Tabela 1 – Índices de tratamento de esgotos no Brasil

	<b>Índice de esgoto tratado em relação à água consumida (%)</b>	<b>Índice de tratamento de esgoto em relação ao esgoto coletado (%)</b>
Brasil	42,7	74,0
Região Sul	41,4	94,3
Rio Grande do Sul	24,2	81,8

Fonte: Brasil (2016).

Observa-se que a nível federal tem-se a maior parcela de esgoto tratado quando vinculado à água consumida, sendo que este índice no Estado está bem abaixo da média nacional. Já quando se aborda a parcela de esgoto tratado com relação à parcela de esgoto coletado, o nível no Estado é acima da média nacional.

Os baixos índices de atendimento com relação ao esgotamento sanitário mostram a lacuna existente no saneamento básico, tanto quanto à implantação dos sistemas como com relação à funcionalidade dos mesmos em virtude da efetivação da ligação das residências às redes de esgoto.

### 3.1 Esgoto sanitário

Toda comunidade produz resíduos sólidos, líquidos e emissões atmosféricas, sendo que a parte líquida, o esgoto sanitário é basicamente a água após o uso nas diversas aplicações, sendo necessária sua coleta, tratamento e destinação final. Costumam ser classificados em: sanitários e industriais. O esgoto sanitário é constituído essencialmente de despejos domésticos, uma parcela de águas pluviais, águas de infiltração e eventualmente uma parcela não significativa de despejos industriais, tendo características bem definidas (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

Metcalf & Eddy et al. (2016) recomendam que para a proteção da saúde pública e do meio ambiente é necessário conhecer: a) os constituintes de interesse no esgoto; b) os impactos desses constituintes quando o esgoto é lançado no ambiente; c) a transformação e o destino a longo prazo dos constituintes em processos de tratamento; d) métodos de tratamento que podem ser utilizados para remover ou modificar os constituintes do esgoto; e e) métodos para uso benéfico ou para disposição dos sólidos gerados nos sistemas de tratamento.

Os constituintes do esgoto podem ser caracterizados a partir de suas propriedades físicas, químicas e biológicas, sendo que no Quadro 1 são apresentados os principais constituintes e a razão de sua importância no tratamento de esgoto.

Quadro 1 – Principais constituintes de importância no tratamento de esgoto

<b>Constituinte</b>	<b>Razão da importância</b>
Sólidos suspensos	Podem provocar depósitos de lodo e condições anaeróbias quando o esgoto bruto é lançado no ambiente aquático
Orgânicos biodegradáveis	Contendo principalmente proteínas, carboidratos e gorduras e medidos em termos de DBO e DQO – se lançados no ambiente sem tratamento, suas estabilizações biológicas podem levar à depleção do oxigênio natural e ao desenvolvimento de condições sépticas
Patogênicos	Doenças podem ser transmitidas por estes organismos
Nutrientes	Associados ao carbono, o nitrogênio e o fósforo são elementos essenciais para o crescimento e que quando lançados no ambiente aquático podem levar ao crescimento de espécies aquáticas indesejáveis
Poluentes prioritários	Compostos orgânicos e inorgânicos selecionados com base em suas conhecidas ou suspeitas carcinogenicidade, mutagenicidade, teratogenicidade ou elevada toxicidade aguda
Orgânicos refratários	Tendem a resistir aos métodos convencionais de tratamento de esgoto, como por exemplo, surfactantes, fenóis e pesticidas
Metais pesados	São usualmente adicionados ao esgoto por atividades comerciais e industriais
Orgânicos dissolvidos	Constituintes inorgânicos, como cálcio, sódio e sulfato que são adicionados à água distribuída pelos sistemas de abastecimento

Fonte: Metcalf & Eddy et al. (2016).

Ressalta-se que no esgoto doméstico, a concentração varia em função de diversos fatores como, por exemplo, a contribuição per capita do poluente, o consumo per capita de água e a presença de despejos industriais (VON SPERLING, 2005). Na Tabela 2 é apresentada a composição típica de esgoto sanitário bruto para os Estados Unidos, sendo que na mesma o esgoto fraco é baseado numa geração aproximada de 750 L/habitante.dia, já o médio em 460 L/habitante.dia e o forte 240 L/habitante.dia.

Tabela 2 – Composição típica de esgoto sanitário bruto

Constituinte	Unidade	Concentração		
		Fraco	Médio	Forte
Sólidos totais	mg/L	390	720	1230
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	270	500	860
Fixos	mg/L	160	300	520
Voláteis	mg/L	110	200	340
Sólidos suspensos totais	mg/L	120	210	400
Fixos	mg/L	25	50	85
Voláteis	mg/L	95	160	315
Sólidos sedimentáveis	mL/L	5	10	20
Demanda bioquímica de oxigênio	mg/L	110	190	350
Carbono orgânico total	mg/L	250	430	800
Nitrogênio total como N	mg/L	20	40	70
Orgânico	mg/L	8	15	25
Amônia	mg/L	12	25	45
Nitrito	mg/L	0	0	0
Nitrato	mg/L	0	0	0
Fósforo total como P	mg/L	4	7	12
Orgânico	mg/L	1	2	4
Inorgânico	mg/L	3	5	10
Cloretos	mg/L	30	50	90
Sulfato	mg/L	20	30	50
Óleos e graxas	mg/L	50	90	100
Compostos orgânicos voláteis	mg/L	< 100	100 – 400	> 400
Coliformes totais	Núm/100 mL	$10^6 - 10^8$	$10^7 - 10^9$	$10^7 - 10^{10}$
Coliformes fecais	Núm/100 mL	$10^3 - 10^5$	$10^4 - 10^6$	$10^5 - 10^8$
<i>Cryptosporidium oocysts</i>	Núm/100 mL	$10^{-1} - 10^0$	$10^{-1} - 10^1$	$10^{-1} - 10^2$
<i>Giardia lamblia cysts</i>	Núm/100 mL	$10^{-1} - 10^1$	$10^{-1} - 10^2$	$10^{-1} - 10^3$

Fonte: Metcalf & Eddy et al. (2016).

Além de conhecer os principais constituintes do esgoto a ser tratado, Metcalf & Eddy et al. (2016) afirmam que são importantes também as cargas mássicas (produto da concentração de um constituinte pela vazão). As mesmas são necessárias para determinar a capacidade e as características operacionais das instalações a fim de garantir que os objetivos do tratamento sejam atendidos.

### 3.2 Sistemas de tratamento de esgoto sanitário

As exigências para atender aos padrões de qualidade dos corpos receptores e dos mananciais de abastecimento são restritivas em virtude da fragilidade dos ecossistemas aquáticos e da necessidade de preservação dos usos múltiplos da água.

Desta forma, Florencio et al. (2006) afirmam que se torna necessária a redução substancial da carga de matéria orgânica biodegradável e de sólidos em suspensão, de macronutrientes como nitrogênio e fósforo, de remoção ou inativação de diversos grupos de organismos patogênicos, e inclusive do controle das concentrações de constituintes químicos com propriedades tóxicas ao ambiente e à saúde.

No tratamento de esgoto podem ser empregadas operações unitárias físicas e processos químicos ou biológicos. As operações unitárias são métodos de tratamento nos quais predominam forças físicas, como por exemplo: peneiramento, mistura, floculação, sedimentação, flotação, filtração e adsorção. Nos processos unitários químicos, a remoção dos constituintes é realizada por meio de compostos químicos ou de outras reações químicas, como por exemplo: precipitação química, coagulação, adsorção e desinfecção.

Já nos processos unitários biológicos, a remoção de constituintes do esgoto é realizada pela atividade biológica, sendo utilizados para remover substâncias orgânicas biodegradáveis, coloidais ou dissolvidas, assim como nitrogênio e fósforo, que são convertidas em gases e tecido celular.

As operações e os processos, por convenção, são agrupados a fim de definir níveis de tratamento conhecidos como tratamento primário, secundário, terciário e avançado. No Quadro 2 é apresentada a descrição para cada nível de tratamento.

Jordão e Pessôa (2011) citam que o grau e a eficiência necessários serão sempre determinados em função do corpo receptor e das características de uso da água a jusante do ponto de lançamento, da capacidade de autodepuração e de diluição do corpo receptor, da legislação ambiental e das consequências do lançamento do esgoto.

O processo selecionado estará sempre atrelado ao constituinte de interesse que se deseja remover. No Quadro 3 são relacionadas as operações e os processos unitários que geralmente são empregados para tratar a parte líquida do esgoto e remover constituintes de interesse.

Quadro 2 – Níveis de tratamento de esgoto

<b>Nível de tratamento</b>	<b>Descrição</b>
Preliminar	Remoção de constituintes como trapos, galhos, flotáveis, areia e graxa que podem causar problemas operacionais ou de manutenção às operações e aos processos de tratamento e sistemas auxiliares
Primário	Remoção de parte de sólidos suspensos e matéria orgânica do esgoto
Primário avançado	Remoção melhorada de sólidos suspensos e de matéria orgânica do esgoto, tipicamente efetuado com a adição de compostos químicos ou filtração
Secundário	Remoção de matéria orgânica biodegradável, em solução ou em suspensão, e sólidos suspensos. A desinfecção é tipicamente incluída na definição de tratamento secundário convencional
Secundário com remoção de nutrientes	Remoção de compostos orgânicos biodegradáveis, sólidos suspensos e nutrientes (nitrogênio e fósforo)
Terciário	Remoção de sólidos suspensos residuais usualmente por filtros granulares, filtros de pano ou microtelas. A desinfecção é também componente típico deste tratamento e a remoção de nutrientes
Avançado	Remoção de materiais suspensos ou dissolvidos que permanecem após o tratamento biológico, quando requerido para aplicações diversas de reuso

Fonte: Metcalf & Eddy et al. (2016, p.12).

Quadro 3 – Operações e processos unitários utilizados para remover constituintes de importância encontrados no esgoto

<b>Constituinte</b>	<b>Operações e processos unitários</b>
Sólidos suspensos	Gradeamento, remoção de areia, sedimentação, flotação, precipitação química com sedimentação, flotação ou filtração, filtração superficial, filtração por membranas
Orgânicos biodegradáveis	Modalidades de crescimento aeróbio em suspensão ou fixo, de crescimento anaeróbio em suspensão ou aderido, sistemas físico-químicos, oxidação química, filtração por membranas
Patogênicos	Desinfecção com compostos de cloro, dióxido de cloro, ozônio, radiação ultravioleta
Nitrogênio	Modalidades de nitrificação e desnitrificação com crescimento em suspensão ou com filmes fixos, extração com ar, troca iônica
Fósforo	Precipitação química, remoção biológica de fósforo

Fonte: Metcalf & Eddy et al. (2016).

O esgoto sanitário, por conter diversos constituintes biodegradáveis, possui grande potencial para ser tratado através de processos biológicos. Metcalf & Eddy et al. (2016) elencam os objetivos gerais do tratamento biológico de esgoto doméstico:

a) transformar constituintes biodegradáveis dissolvidos e particulados em produtos finais aceitáveis;

b) capturar e incorporar sólidos suspensos e coloidais não sedimentáveis em um floco biológico ou em um biofilme;

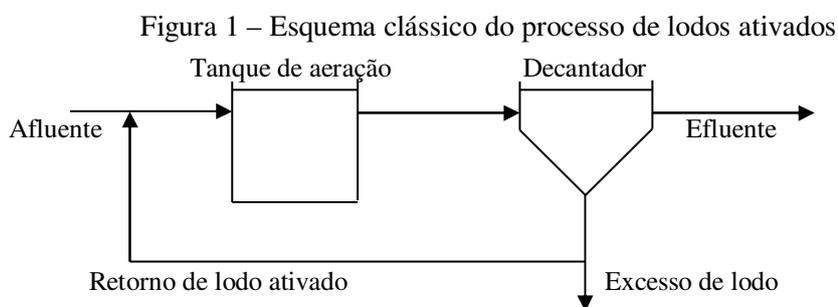
c) transformar ou remover nutrientes como nitrogênio e fósforo; e

d) em alguns casos, remover constituintes e compostos orgânicos traços específicos.

Os principais processos biológicos de tratamento de esgoto podem ser divididos em duas categorias: com crescimento suspenso e crescimento aderido ou biofilme. O projeto e a operação adequados dos processos requerem um entendimento dos tipos de microrganismos envolvidos, das reações específicas que eles realizam, dos fatores ambientais que afetam o seu desempenho, dos seus requerimentos nutricionais e de suas cinéticas de reação (METCALF & EDDY et al., 2016).

Nos processos de crescimento aderido, os microrganismos estão fixados em um material inerte formando um biofilme e o material orgânico e os nutrientes são removidos devido à passagem pelo mesmo. Esses processos podem ser tanto aeróbios como anaeróbios e o material de enchimento pode estar completamente ou parcialmente submerso no líquido, com um espaço de ar ou gás acima da camada líquida de biofilme. Citam-se os processos de leito fluidizado fixo e anaeróbio, filtros biológicos aerados e contactores biológicos rotativos (aeróbio).

Já nos processos de crescimento suspenso, os microrganismos são mantidos em suspensão líquida por métodos de mistura apropriados. Citam-se os processos de lodos ativados, digestão aeróbia, reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) e processos de lagoas que podem ser aeróbias, de maturação, facultativas e anaeróbias, sendo que o processo mais comumente utilizado no tratamento de esgoto sanitário é o de lodos ativados. O processo de lodos ativados é composto por um tanque de aeração e um decantador secundário conforme esquema apresentado na Figura 1.



No tanque de aeração, o tempo de contato é estabelecido a fim de ocorrer a mistura e a aeração do esgoto afluente com a suspensão microbiana referida como sólidos suspensos

voláteis do liquor misto (SSVLM). Em seguida, o liquor passa para um decantador onde a suspensão bacteriana sedimenta e é espessada, sendo que a biomassa sedimentada, denominada de lodo ativado devido à presença de microrganismos ativos retorna ao tanque de aeração para continuar a biodegradação do material orgânico.

Uma porção do lodo espessado é removida periodicamente à medida que o processo produz excesso de biomassa. Desta forma busca-se evitar que se acumule com os sólidos não-biodegradáveis presentes no afluente e também para que não saia integrado ao efluente deste processo.

Em consonância a isto, Sant'Anna Jr. (2010) aponta que a sedimentabilidade do lodo é um ponto crítico do processo de lodos ativados e que se a mesma não for adequada não é atingida a concentração microbiana necessária no tanque de aeração e pode ocorrer a perda de sólidos na corrente do sobrenadante, prejudicando a qualidade do efluente tratado.

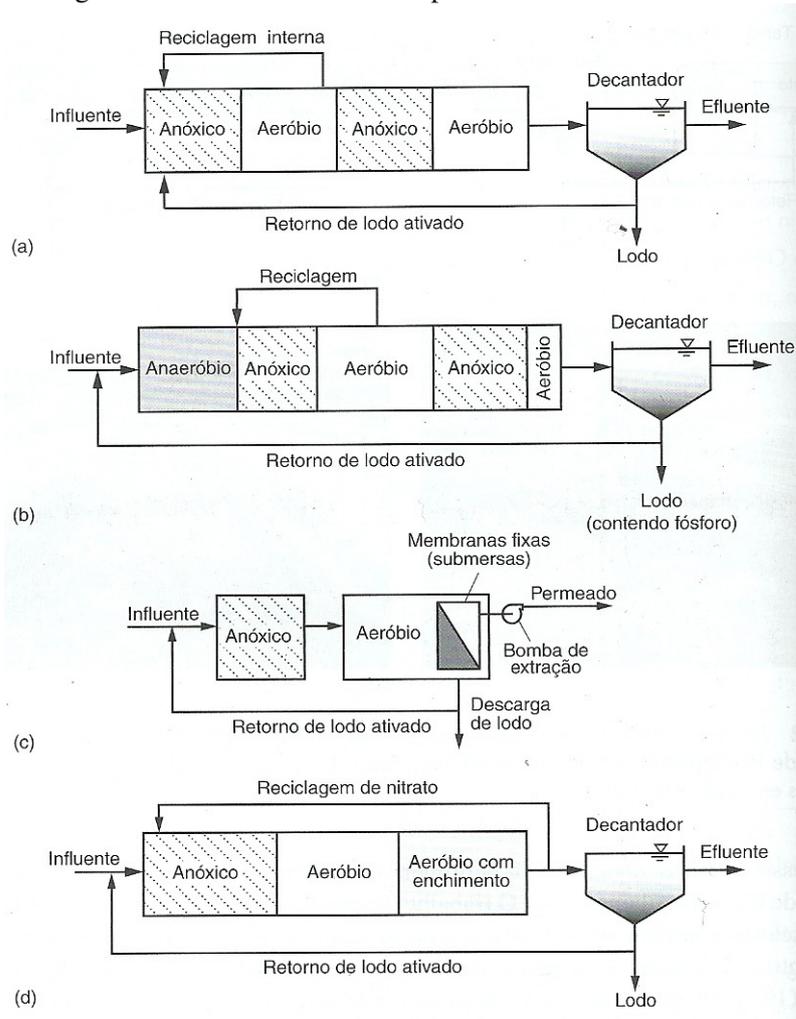
Metcalf & Eddy et al. (2016) citam que um aspecto relevante no processo de lodos ativados é a formação de partículas de flocos que podem variar de 50 a 200  $\mu\text{m}$  e serem removidos por sedimentação, produzindo um efluente relativamente claro. Pelo processo de clarificação, é possível remover mais de 99% dos sólidos suspensos.

O processo de lodos ativados foi inventado há mais de cem anos. Seu centenário foi celebrado através da publicação "Activated sludge – 100 years and counting" editado por Jenkins e Wanner (2014). A publicação aborda entre outros tópicos, os avanços do sistema desde sua invenção por Edward Ardern e William Lockett, na Inglaterra, divulgado através do artigo publicado em 03 de maio de 1914.

Os objetivos do tratamento e as configurações do processo de lodos ativados tem sido alterados em virtude de melhorias na compreensão do processo biológico, caracterização específica individual dos microrganismos envolvidos, melhoria da tecnologia de aeração e desenvolvimento de novos equipamentos. Isto resultou na ampliação da capacidade do processo e objetivos do tratamento mais rigorosos.

Na Figura 2 tem-se o esquema das variações do processo de lodos ativados, conforme a seguinte legenda: (a) processo anóxico-aeróbio para remoção de nitrogênio; (b) processo anaeróbio-anóxico-aeróbio-anóxico-aeróbio para remoção de nitrogênio e fósforo; (c) processo de tratamento anóxico-aeróbio em biorreator de membranas com remoção de nitrogênio; e (d) processos de lodos ativados e filme fixo integrado com remoção de nitrogênio.

Figura 2 – Desenvolvimento do processo de lodos ativados



Fonte: Metcalf & Eddy et al. (2016, p. 542).

Legenda: (a) processo anóxico-aeróbico para remoção de nitrogênio; (b) processo anaeróbico-anóxico-aeróbico-anóxico-aeróbico para remoção de nitrogênio e fósforo; (c) processo de tratamento anóxico-aeróbico em biorreator de membranas com remoção de nitrogênio; e (d) processos de lodos ativados e filme fixo integrado com remoção de nitrogênio

A seleção da variação do processo de lodos ativados a ser empregada em uma estação de tratamento de esgoto dependerá dos objetivos da mesma, em virtude dos constituintes que se almejam remover.

Todos os processos de tratamento, físicos, químicos e biológicos, apresentam uma margem de variabilidade com relação ao seu desempenho. Na Tabela 3 é apresentada a faixa típica de qualidade do efluente tratado após tratamento em sistema de lodos ativados convencional e lodos ativados com remoção biológica de nutrientes.

No processo de lodos ativados, assim como em outros processos de tratamento, para a remoção de DBO é requerido tempo de contato suficiente entre o esgoto e os microrganismos heterotróficos, assim como a presença de oxigênio e nutrientes suficientes. Durante a

assimilação biológica da matéria orgânica, mais da metade é oxidada, sendo que o remanescente é assimilado como nova biomassa, que posteriormente pode ser oxidada por respiração endógena.

Tabela 3 – Faixa típica da qualidade do efluente após tratamento secundário

<b>Parâmetro</b>	<b>Esgoto doméstico</b>	<b>Lodos ativados convencional</b>	<b>Lodos ativados com remoção biológica de nutrientes</b>
DBO (mg/L)	110-350	10-30	5-15
DQO (mg/L)	250-800	40-80	20-40
Amônia (mg N/L)	12-45	1-10	0,7-3,0
Nitrato (mg N/L)	0-traço	10-30	2-10
Sólidos suspensos totais (mg/L)	120-400	5-25	5-20
Fósforo total (mg P/L)	4-12	4-10	0,5-2,0

Fonte: Metcalf & Eddy et al. (2016).

A estequiometria da oxidação aeróbia e da respiração endógena são apresentadas a seguir:

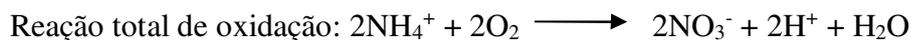


Na oxidação aeróbia, a matéria orgânica serve como doadora de elétrons, oxigênio como receptor de elétrons e a amônia como fonte de nitrogênio para o tecido celular.

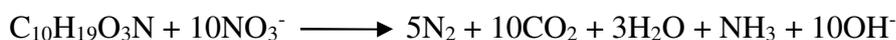
Na maioria dos processos biológicos aeróbios de crescimento suspenso e aderido ocorre a nitrificação, sendo esta o processo biológico que ocorre em duas etapas onde um tipo de bactéria autotrófica oxida a amônia a nitrito (N-NO<sub>2</sub>) e um segundo tipo de bactéria autotrófica oxida nitrito a nitrato (N-NO<sub>3</sub>).

Bactérias que oxidam amônia e bactérias oxidantes de nitrito são quimioautotróficas visto que utilizam CO<sub>2</sub> como fonte de carbono e requerem oxigênio dissolvido para oxidar o composto inorgânico e obter energia para as células. As reações da oxidação da amônia são apresentadas a seguir:





Após a nitrificação, pode ocorrer o processo de desnitrificação que envolve a redução biológica de nitrato ou de nitrito a gás nitrogênio. A remoção biológica completa do nitrogênio envolvendo as reações de nitrificação e de desnitrificação é importante no tratamento de esgoto quando se verificam problemas de eutrofização no corpo receptor do efluente tratado ou quando se utiliza o efluente tratado para recarga de aquíferos, protegendo as águas subterrâneas de elevadas concentrações de nitrito. A estequiometria da desnitrificação conforme Metcalf & Eddy et al. (2016) é apresentada a seguir:



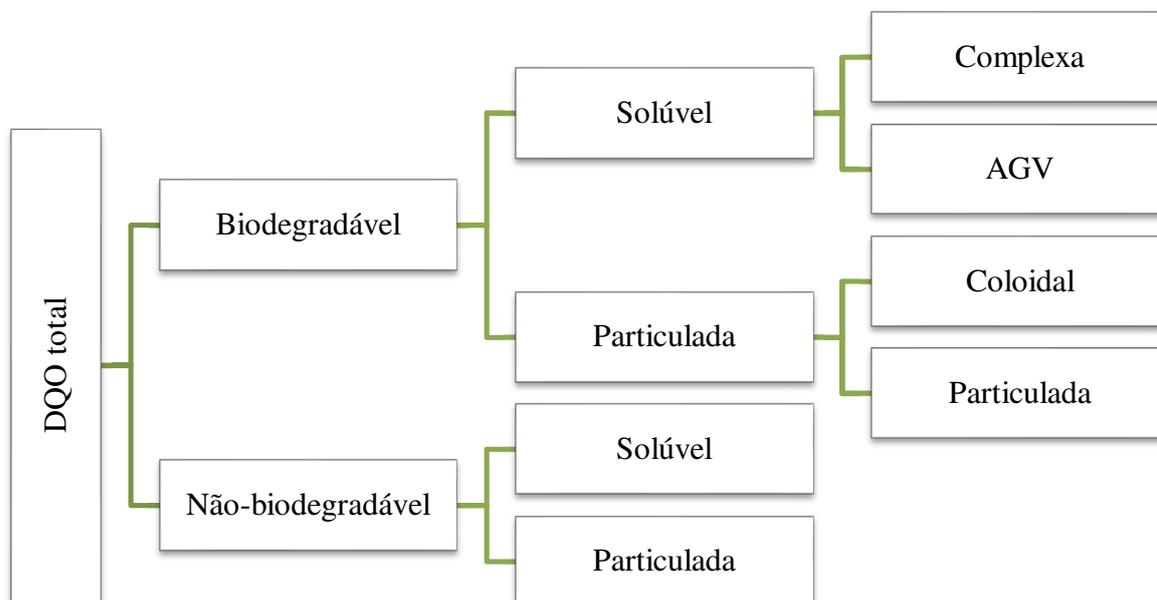
Na desnitrificação ocorre a oxidação biológica da matéria orgânica biodegradável do esgoto (representada por  $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$ ) utilizando nitrato e/ou nitrito como receptores de elétrons em substituição ao oxigênio, em virtude disso, deve haver uma quantidade suficiente de substrato orgânico disponível que pode ser proveniente do esgoto afluente ao sistema (bruto) ou de uma fonte exógena como a adição de metanol ou acetato.

### 3.3 Constituintes relevantes para os processos de tratamento

Como mencionado, o processo de lodos ativados está baseado no crescimento suspenso sendo o mais utilizado no tratamento de esgoto sanitário e efluentes industriais. Para o projeto deste tipo de tratamento, os constituintes relevantes são: material carbonáceo, compostos nitrogenados, compostos contendo fósforo, sólidos suspensos totais e voláteis e alcalinidade. Quando são empregados modelos matemáticos normalmente utilizam-se uma variedade maior de constituintes e é necessário o fracionamento dos mesmos.

A DQO é o parâmetro mais utilizado para caracterizar os constituintes carbonáceos biodegradáveis na maioria dos modelos de simulação, sendo que nos mesmos, o balanço de massa deste parâmetro é utilizado para avaliar a conversão da DQO carbonácea no sistema, considerando as parcelas oxidadas na saída do sistema e nos sólidos descartados (METCALF & EDDY et al., 2016). Na Figura 3 é apresentado o fracionamento da DQO no efluente e no Quadro 4 as principais relações para esta divisão.

Figura 3 – Fracionamento da DQO no esgoto doméstico



Nota: AGV – ácidos graxos voláteis.  
 Fonte: adaptado de Metcalf & Eddy et al. (2016).

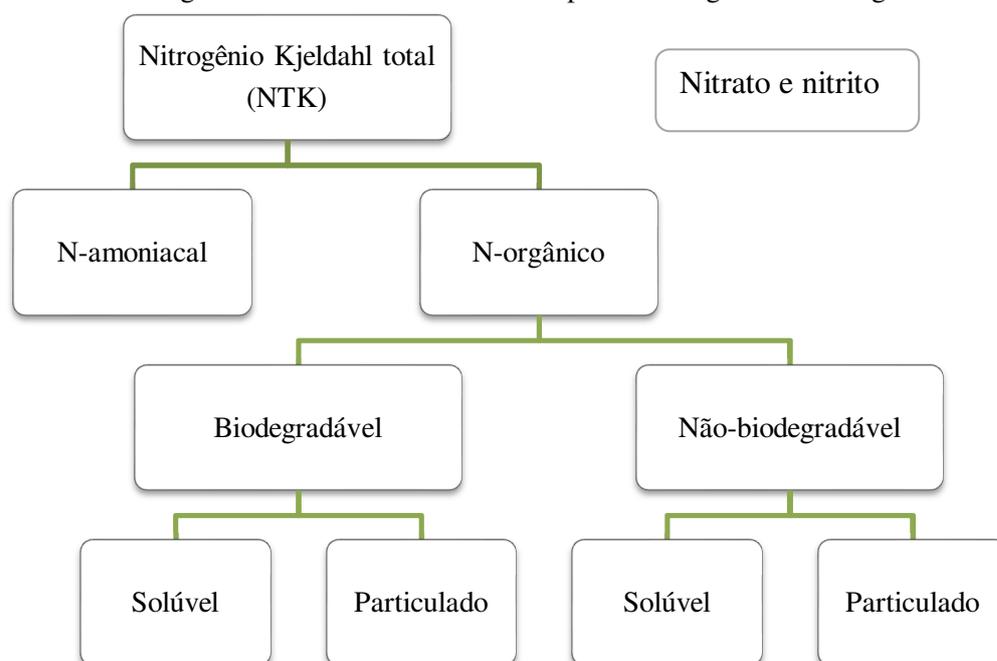
Nos processos de tratamento biológico, a parcela solúvel da DQO biodegradável é a fração rapidamente biodegradável, enquanto que a parcela particulada é a fração lentamente biodegradável. Esta fração particulada necessita ser dissolvida por enzimas extracelulares sendo assim assimilada com taxas significativamente menores em comparação à parcela solúvel. Já a DQO não-biodegradável solúvel estará presente no efluente final do sistema de lodos ativados e a DQO não-biodegradável particulada irá contribuir para a formação do lodo.

Quadro 4 – Relações para o fracionamento da DQO no efluente

<b>Parâmetro</b>	<b>Relação</b>
DQO total (DQOt)	$DQOt = DQOb + DQOnb$
DQO biodegradável (DQOb)	$DQOb = DQObs + DQObp$
DQO não-biodegradável (DQOnb)	$DQOnb = DQOnbs + DQOnbp$
DQO solúvel (DQOs)	$DQOs = DQObs + DQOnbs$
DQO particulada (DQOp)	$DQOp = DQObp + DQOnbp$

A distribuição das principais parcelas dos compostos nitrogenados presente no efluente é apresentada na Figura 4.

Figura 4 – Fracionamento dos compostos nitrogenados no esgoto doméstico



Fonte: adaptado de Metcalf & Eddy et al. (2016).

O nitrogênio Kjeldahl total (NTK) representa a soma do nitrogênio amoniacal e do nitrogênio orgânico presentes no efluente, sendo que cerca de 60 a 70% da concentração de NTK estará na forma amoniacal, estando a mesma disponível para a síntese celular e nitrificação. Já o nitrogênio orgânico biodegradável particulado será removido mais lentamente que o nitrogênio orgânico biodegradável solúvel, visto que para esta primeira parcela é necessária uma reação de hidrólise (METCALF & EDDY et al., 2016).

O nitrogênio não-biodegradável particulado será capturado nos flocos do lodo ativado e será descartado com o excesso de lodo, enquanto o nitrogênio não-biodegradável solúvel estará presente no efluente no decantador secundário (METCALF & EDDY et al., 2016).

### 3.4 Sistemas *on-site* e resíduos gerados

Strande (2014) afirma que nos últimos 15 anos, os engenheiros, a nível mundial, tem passado a considerar as tecnologias *on site* ou descentralizadas não apenas como opções viáveis a curto prazo, mas possivelmente a alternativa mais sustentável sob diversos aspectos quando comparada com os sistemas convencionais.

É importante frisar que as tecnologias *on site* podem representar uma opção viável e mais acessível para a ampliação do atendimento da população por esgotamento sanitário e, desta forma, resultar em melhorias das condições sanitárias e do meio ambiente. Isso só será

efetivo se toda a cadeia do serviço for adequadamente gerida, incluindo desde a geração em sistemas corretamente projetados, coleta e transporte, tratamento e disposição final ambientalmente adequada.

No Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANASAB é conceituado que o atendimento adequado do esgotamento sanitário é quando a população é atendida por coleta de esgotos seguida de tratamento e/ou uso de tanque séptico com o mesmo sucedido de pós tratamento ou unidade de disposição final, adequadamente projetados e construídos (BRASIL, 2014).

O tanque séptico é uma alternativa de tratamento descentralizado, tratando-se de uma “unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal, para tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão” (ABNT, 1993, p. 2). Esse tipo de sistema é indicado para áreas desprovidas de rede pública coletora de esgoto e também como alternativa de tratamento em áreas providas de rede coletora.

Com relação à questão operacional, na superfície do tanque, fica acumulada a espuma, formada a partir de sólidos flotáveis, como óleos e graxas, enquanto o lodo sedimenta no fundo do tanque, compreendendo de 20 a 50% do volume total do tanque séptico quando esgotado. Um tanque séptico usualmente retém de 60 a 70% dos sólidos, óleos e graxas que passam pelo sistema (USEPA, 1999).

Uma parte dos sólidos é removida do esgoto e armazenada no tanque, enquanto outra parte é digerida. Acima de 50% dos sólidos retidos no tanque se decompõe, enquanto o remanescente se acumula como lodo no fundo do tanque e deve ser periodicamente removido por bombeamento (USEPA, 2000).

A eficiência dos tanques sépticos depende de vários fatores: carga orgânica, carga hidráulica, geometria, compartimentos e arranjo das câmaras, dispositivos de entrada e saída, temperatura e condições de operação. Portanto, a eficiência varia bastante em função da qualidade do projeto.

Jordão e Pêsoa (2011) afirmam que a eficiência dos tanques sépticos normalmente alcança cerca de 30% na remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e de 50% na remoção dos sólidos suspensos. Hartmann et al. (2009) complementam que os reatores mais bem projetados e operados apresentam melhores resultados.

Conforme Hartmann et al. (2009) as grandes vantagens dos tanques sépticos, em comparação a outros reatores anaeróbios e com outras opções de tratamento de esgotos, estão na construção muito simples, na operação eventual e extremamente simples e nos baixos custos.

O lodo acumulado no fundo do tanque séptico, como mencionado, deve ser periodicamente removido por bombeamento. Esta atividade visa garantir a eficiência do sistema conforme projetado.

Hartmann et al. (2009) alertam que quando é realizado o esgotamento do lodo do tanque séptico deve-se manter uma pequena parcela do mesmo, visto que este será importante para o desenvolvimento mais rápido da nova população bacteriana. Se no tempo adequado o lodo não for removido, o espaço destinado à decantação será ocupado por sólidos e o reator não terá qualquer função eficaz no tratamento dos esgotos.

Conforme Ingunza et al. (2009) verifica-se que quando o tanque séptico é esgotado, geralmente remove-se todo o seu conteúdo e não apenas o lodo decantado. Portanto, o material succionado é uma mistura de esgoto e lodo que, às vezes, tem características mais próximas das dos esgotos concentrados e outras mais próximas das características de lodo de ETE, mas não tão próximas a ponto de ser caracterizado como lodo, por isso os autores indicam que há a necessidade de se buscar uma denominação própria para este resíduo.

Ingunza et al. (2009) acrescentam que na bibliografia existente sobre o assunto, esse resíduo é tratado em alguns casos como se fosse esgoto e, em outros como lodo e que é comum encontrar na literatura internacional diferentes nomenclaturas, o que dificulta bastante a revisão de dados em face da nomenclatura incerta.

Encontraram-se denominações como material séptico que conforme a USEPA (1984) é o material líquido e sólido bombeado de um tanque séptico durante a limpeza. E também lodo ou resíduo fecal, que conforme Strande (2014) trata-se de material proveniente de tecnologias sanitárias *on site*, resultado da coleta, armazenamento ou tratamento da combinação de excreta e águas negras, com ou sem águas cinzas.

Constata-se que se torna necessária a proposição de uma nomenclatura específica para este resíduo que o descaracterize como lodo ou esgoto e sim como uma mistura dessas duas frações, como por exemplo, resíduo de tanque séptico, termo que será empregado neste trabalho.

Como já mencionado, o resíduo de tanque séptico é uma mistura entre as frações lodo e esgoto, não apresentando as características típicas nem de lodo, nem de esgoto, desta forma, verifica-se uma grande dispersão de suas características físicas, químicas e microbiológicas que segundo Leite, Ingunza e Andreoli (2006) é inerente a este tipo de resíduo.

Gonçalves (2008) afirma que esse resíduo apresenta variações de composição que vão desde características de esgotos sanitários até características de lodos. Ingunza et al. (2009)

complementa que esse resíduo é muito mais concentrado que o esgoto sanitário, mas não chega a ter características semelhantes às de lodo de ETE.

Na Tabela 4 são apresentados dados extraídos de referências bibliográficas nacionais referentes à caracterização de resíduos de tanques sépticos, sistematizadas por Ingunza et al. (2009) e também valores da USEPA (1994). São apresentados os valores médios e a faixa de variação verificada pelos autores. A partir dos dados apresentados verifica-se a grande variabilidade das concentrações físicas e químicas dos resíduos.

A natureza anaeróbia do resíduo de tanque séptico resulta na presença de compostos odoríferos, como sulfeto de hidrogênio, mercaptanos e outros compostos orgânicos sulfurosos, que são lançados no ar frequentemente quando o resíduo é exposto a condições de turbulência que ocorrem durante a sua carga e a sua descarga (USEPA, 1994).

Há também uma grande variação da estabilidade do material, que depende principalmente do tempo de detenção e do intervalo entre as limpezas (ANDREOLI; POMPEO, 2009).

Ingunza et al. (2009) destacam que é necessário ainda levar em consideração, além das elevadas concentrações de matéria orgânica, a presença de grandes teores de nitrogênio e sólidos inorgânicos que são característicos desse resíduo e que não são típicos de lodo de ETE nem de esgotos sanitários.

Tabela 4 – Caracterização de resíduos de tanque séptico, com apresentação dos valores médios e faixas obtidas por diversos autores sistematizadas por Ingunza et al. (2009) e USEPA (1994)

<b>Referências</b>	<b>DBO (mg/L)</b>	<b>DQO (mg/L)</b>	<b>NTK (mg/L)</b>	<b>Amônia (mg/L)</b>	<b>Fósforo total (mg/L)</b>	<b>Óleos e graxas (mg/L)</b>	<b>Sólidos totais (mg/L)</b>	<b>Sólidos totais voláteis (mg/L)</b>
Meneses et al. (2001)	2.434	6.895	120	89	18	531	12.880	3.518
	1.020-4.800	2.400-16.000	55-180	38-149	6-67	6-8.533	2.280-39.238	1.710-11.828
Cassini (2003)	2.808	10.383	-	116	45	1.588	9.550	6.172
		528-29.7804		36-278	7-216	18-6.982	516-33.292	224-18.454
Rocha e Sant'anna (2005)	2.829	7.912	-	768	112	971	1.631	-
	60-8.600	144-19.830		65-3.280	2-445	58-3.235	9-8.160	
Leite et al. (2006)	1.863	9.419	-	-	-	588	9.267	4.868
	499-4.109	1.363-25.488				24-3.639	745-44.472	304-21.445
Tachini, Belli Filho e Pinheiro (2006)	11.424	23.835	-	-	-	-	49.593	29.685
	230-47.200	474-56.000					655-162.660	300-106.960
Belli Filho et al. (2007)	1.890	6.199	-	58	90	327	7.186	3.413
USEPA (1994)	6.480	31.900	588	97	210	5.600	34.106	23.100
	440-78.600	1.500-703.000	66-1.060	3-116	20-760	208-23.368	1.132-130.475	353-71.402
Metcalf & Eddy (1995)	2.434	6.895	120	89	18	531	40.000	-
	1.020-4.800	2.400-16.000	55-180	38-149	6-67	6-8.533	5.000-100.000	

Fonte: Ingunza et al. (2009) e USEPA (1994).

### 3.5 Alternativas de tratamento de resíduos oriundos de tanques sépticos

O resíduo de tanque séptico representa um passivo e há uma grande resistência de praticamente todos os envolvidos em assumir a responsabilidade de sua gestão, embora haja uma tendência de que este material seja recebido nas estações de tratamento de esgoto (ANDREOLI; POMPEO, 2009).

Em alguns locais, as próprias empresas que coletam o lodo dos tanques sépticos são os responsáveis pelo seu tratamento e, em outros, são as prefeituras. Esta indefinição tem em sua origem o fato de que o tratamento desse resíduo apresenta custos e não há uma definição de quem seria responsável pela operação e pelo pagamento dos mesmos (ANDREOLI; POMPEO, 2009).

Andreoli e Pompeo (2009) afirmam que qualquer que seja a escolha do sistema de gestão, é imprescindível que haja uma definição de responsabilidade e que a origem dos recursos financeiros envolvidos neste processo seja claramente definidos.

Campos et al. (2009) ressaltam que analisando artigos e textos sobre o tema, mesmo aqueles incluídos nos mais diversos veículos de divulgação, e até mesmo em anais de eventos internacionais sobre tratamento *on-site*, quase nada se encontra sobre a problemática do resíduo gerado nessas unidades. Os autores dedicam-se quase exclusivamente ao enfoque sobre a parcela líquida, o esgoto afluente, ao seu tratamento e a eficiência alcançada. Geralmente, omitem-se no que concerne a este resíduo.

Ingunza et al. (2009) corroboram que, de forma geral, os resíduos de tanque séptico não tem sido alvo habitual de pesquisas no âmbito do saneamento básico.

Neste sentido, Strande (2014) complementa que, no passado, o gerenciamento de resíduo de instalações locais de saneamento não foram prioridades para os engenheiros e nem para os municípios e atualmente tem recebido pouca ou nenhuma atenção.

O Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB 5 resultou na publicação de um livro com a contribuição de diversos pesquisadores a respeito do lodo de tanque séptico. Conforme Andreoli e Pompeo (2009) o referido livro representa o primeiro trabalho sistematizado sobre este problema no país e que possivelmente sua principal contribuição seja a ampliação do debate sobre este tema e o fornecimento de pistas preliminares sobre as alternativas de gerenciamento.

Além da problemática atrelada à necessidade de tratamento e destino final do resíduo de tanque séptico, há outros resíduos que demandam a mesma gestão, como resíduo proveniente de sanitários químicos e lixiviado de aterro sanitário.

Neste sentido, Campos et al. (2009) também citam que em muitos casos há a necessidade de receber outros resíduos nas estações de tratamento de esgoto, como percolato de aterros sanitários, lodo proveniente de tanques sépticos e de lodos descartados das estações de tratamento de água. Esse recebimento torna-se quase obrigatório em face da urgência de se ter destino/tratamento desses resíduos, imposto pela legislação, porém não previsto ou sem alocação de recursos pelos gestores do saneamento.

Ao se elaborarem projetos de estações de tratamento de esgoto, ainda não existe um conceito estabelecido, na prática atual, em se prever o lançamento de outros resíduos como os elencados anteriormente. Contudo, no Brasil, Campos et al. (2009) afirmam que está se tornando cada vez mais comum um tipo de decisão que ocorre, geralmente, depois das estações já estarem operando mesmo que no projeto e na sua execução, não se ponderaram os impactos de lançamentos adicionais, a qual é, posteriormente, verificada a necessidade de recebimento de outros despejos.

A NBR 7229 (ABNT, 1993) apresenta no item de manutenção algumas instruções a respeito da disposição do lodo e espuma. Indica que esses resíduos não devem ser lançados em corpos de água ou galerias de águas pluviais e que o caso de lançamento do lodo digerido, em ETEs ou em pontos determinados da rede coletora de esgotos deve ser aprovado e regulamentado pelos órgãos responsáveis pelo esgotamento sanitário.

Para tanques sépticos que atendem comunidades isoladas, deve ser prevista a implantação de leitos de secagem. O lodo seco pode ser disposto em aterro sanitário, usina de compostagem ou campo agrícola só quando ele não é voltado ao cultivo de hortaliças, frutas rasteiras e legumes consumidos crus (ABNT, 1993, 1997).

A NBR 7229 (ABNT, 1993) ainda indica que quando a comunidade não dispuser de rede coletora de esgoto, os órgãos responsáveis pelo meio ambiente, saúde e saneamento básico devem ser consultados sobre o que fazer para que os lodos coletados dos tanques sépticos possam ser tratados, desaguados e dispostos sem prejuízos à saúde e ao meio ambiente.

Quanto à tecnologia para condicionamento desses resíduos, Ingunza et al. (2009) afirmam que as pesquisas do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) mostraram que não se podem aplicar técnicas de condicionamento da mesma forma que são utilizadas para o tratamento de esgotos ou para o adensamento, tratamento ou desaguamento de lodo.

Segundo os autores isso porque, geralmente, apresentam grandes diferenças na umidade, na densidade de sólidos e na relação DQO/DBO (digeribilidade e estabilidade), que

exige etapas complementares próprias para o condicionamento. Portanto, também por este motivo não se deve denominar lodo os resíduos esgotados de tanque sépticos, para que não pareça que os mesmos podem ser tratados ou condicionados para destino final como se fossem lodo proveniente de ETEs convencionais (INGUNZA et al., 2009).

Conforme Andreoli e Pompeo (2009) a indefinição de alternativas técnicas para a adequada disposição final do lodo proveniente dos sistemas de tanque séptico compromete parte dos benefícios potenciais do abatimento de carga orgânica que os mesmos promovem, visto que muitas vezes o lodo retirado é inadequadamente lançado em cursos d'água.

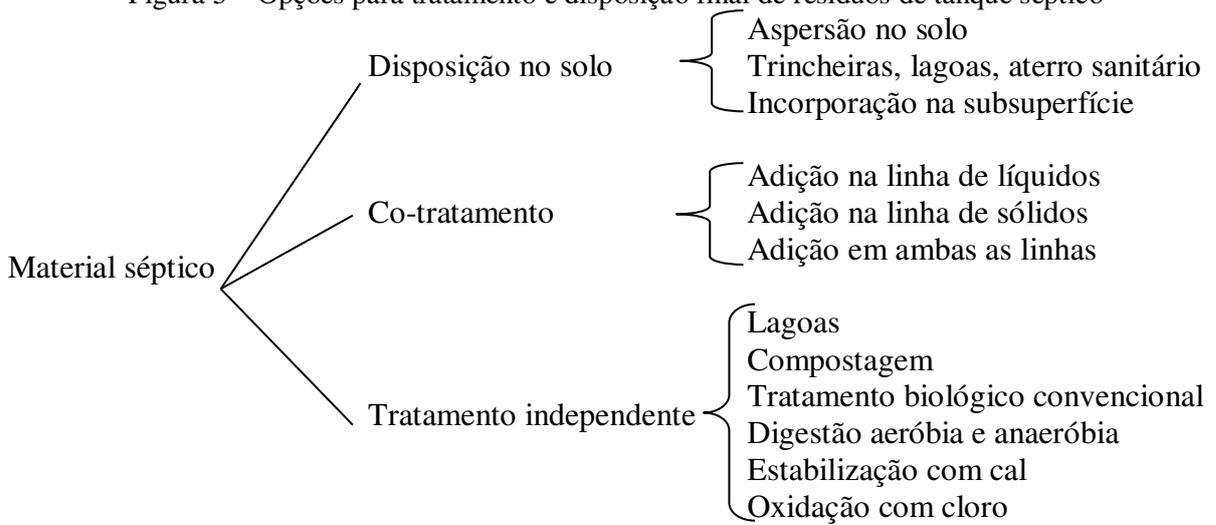
Nesse sentido, devido à ausência de orientações e de alternativas técnicas e gerenciais confiáveis, tanto por parte da iniciativa privada, quanto do setor público, a gestão do lodo proveniente dos tanques sépticos é, em geral, realizada de forma inadequada (HARTMANN et al., 2009). Andreoli e Pompeo (2009) destacam que o destino final do lodo proveniente dos tanques representa um grave problema que ainda não foi adequadamente equacionado.

A disposição inadequada e insalubre de lodo séptico no meio ambiente implica diretamente na contaminação do solo e dos recursos hídricos, visto que o lodo produzido pelos sistemas de tanques sépticos contém significativas concentrações de nutrientes, matéria orgânica, poluentes inorgânicos e organismos patogênicos em consonância com os dados apresentados na Tabela 4. Esta contaminação, além de interferir na qualidade do solo e das águas, favorece a criação de locais adequados para a proliferação de vetores e, assim, a disseminação de doenças (HARTMANN et al., 2009).

A Agência Americana de Proteção Ambiental, United States Environmental Protection Agency (USEPA) elenca como métodos para o tratamento e a disposição de resíduos de tanque séptico: tratamento e disposição no solo, co-tratamento em estações de tratamento de esgoto existentes e instalações independentes para tratamento e disposição (USEPA, 1984). Na Figura 5 são apresentadas as opções básicas de gerenciamento deste resíduo.

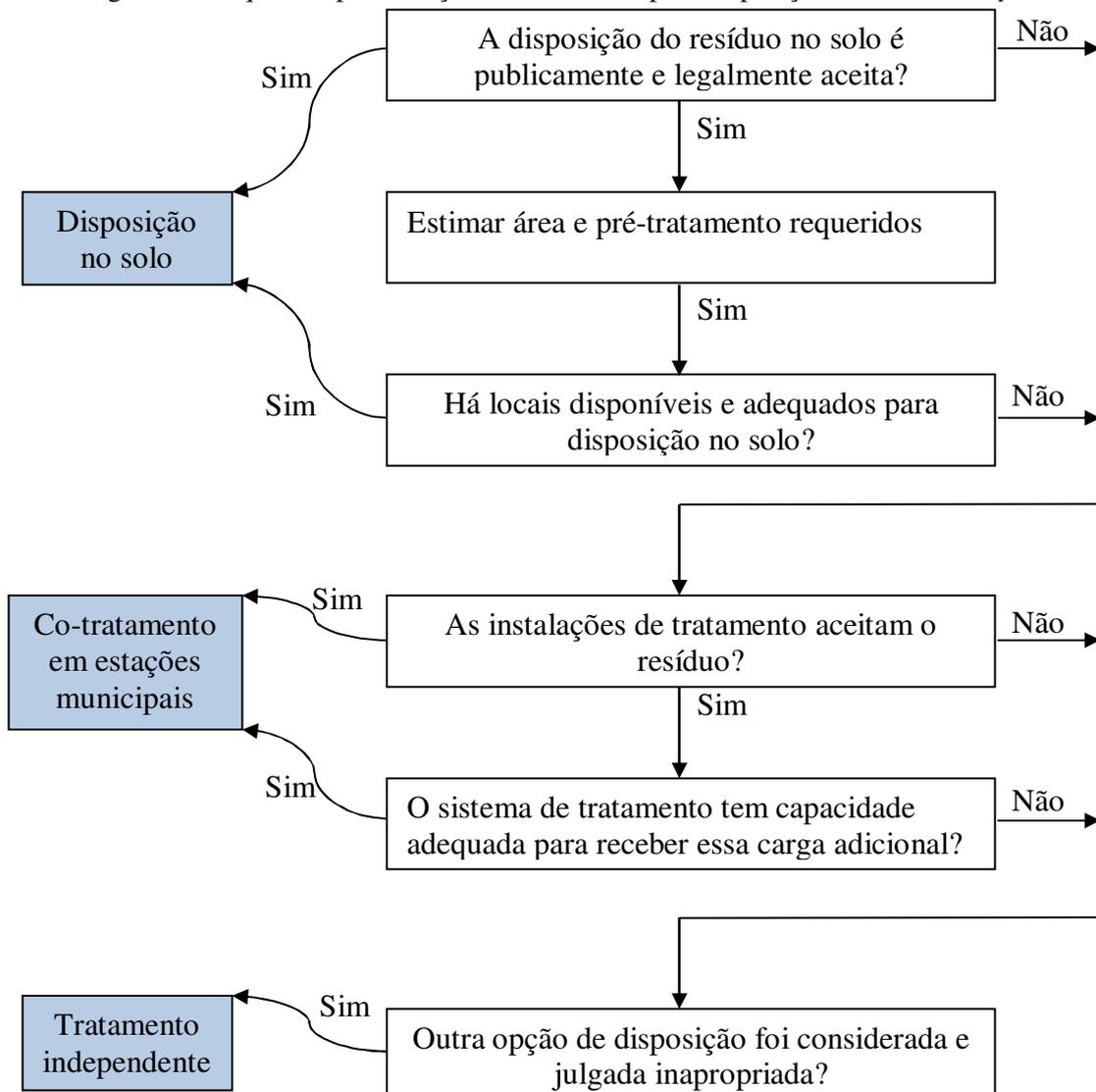
A seleção de uma alternativa para a gestão desse resíduo não depende apenas de considerações técnicas, devem ser avaliadas questões legais, análise locacional e a distância até uma ETE existente. USEPA (1984) propõe a sequência apresentada na Figura 6 para a seleção da alternativa para a disposição do material séptico.

Figura 5 – Opções para tratamento e disposição final de resíduos de tanque séptico



Fonte: USEPA (1984).

Figura 6 – Sequência para seleção de alternativa para disposição do material séptico



Fonte: adaptado de USEPA (1984).

No Quadro 5 é apresentado um resumo das abordagens propostas para o tratamento e disposição do resíduo de tanque séptico.

Quadro 5 – Resumo das abordagens do tratamento e disposição do resíduo de tanque séptico

MÉTODO	DESCRIÇÃO	VANTAGENS	DESVANTAGENS
Disposição no solo	O resíduo é aplicado em locais com pouca visitação de público. Estabilização para reduzir odor, patógenos e atração de vetores pode ser indicada ou requerida pelo estado. A aplicação na superfície do solo pode ser por veículos ou equipamentos específicos que injetem o resíduo abaixo da superfície do solo	Simple Econômico Recicla materiais orgânicos e nutrientes no solo Baixo uso de energia	Necessárias estruturas para manejo durante períodos muito frios ou quando o solo estiver saturado Necessárias grandes e remotas áreas
Co-tratamento em estações de tratamento de esgoto	O resíduo é adicionado em estações de tratamento de esgoto para tratamento conjunto com o esgoto ou com o lodo. Volume do material que pode ser recebido depende da capacidade do sistema e tipo de processo empregado.	Maioria das plantas é capaz de receber alguma quantidade desse resíduo Centraliza a operação de sistemas de tratamento	Potencial para desequilibrar a planta devido à adição não controlada Acréscimo de sólidos a serem manejados e dispostos
Tratamento em estações de tratamento independentes	Uma estrutura é construída apenas para o tratamento deste resíduo. Tratamento gera sólidos que precisarão ser dispostos.	Provê solução regional para o gerenciamento desse resíduo	Alto investimento e custo com operação e manutenção Requer grande habilidade para operação

Fonte: USEPA (1994).

USEPA (1994) indica que a disposição em estações de tratamento de esgoto existentes é uma opção viável com relação aos aspectos técnicos e econômicos se a estação estiver razoavelmente perto da fonte de geração e possuir estruturas adequadas para o manejo deste resíduo.

### 3.5.1 Co-tratamento de esgoto sanitário e resíduo de tanque séptico

Os constituintes do material séptico são geralmente similares ao esgoto sanitário, apesar de apresentarem concentrações elevadas de poluentes. Desta forma, os mesmos

processos usados para tratar o esgoto sanitário podem ser aplicados no co-tratamento deste com o material séptico (USEPA, 1984).

Andreoli e Pompeo (2009) destacam que o lançamento do resíduo de tanque séptico nas ETEs pode ser uma alternativa adequada, desde que seu projeto contemple a possibilidade de tratamento da carga orgânica adicional e que seja prevista uma estrutura específica para o recebimento deste material. Essa estrutura deve considerar as manobras dos caminhões, a descarga do resíduo de forma controlada e sistemas de pré-tratamento específicos.

A USEPA (1984) afirma que o tratamento combinado de resíduo proveniente de tanque séptico com esgoto doméstico depende de:

- tipo de processo da ETE;
- capacidade do projeto da planta;
- localização do ponto de adição do resíduo;
- volume de resíduo adicionado diariamente;
- modo de adição do resíduo, por exemplo, cargas ou contínuo;
- relação entre a vazão atual de esgoto e a projetada;
- limitações do resíduo, incluindo DBO, sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo;
- instalações para receber e pré-tratar o resíduo séptico;
- instalações de manejo de lodo, incluindo destino final.

A quantidade de material séptico que pode ser tratada numa ETE é normalmente limitada pela aeração disponível e/ou capacidade de manejo de sólidos. Antes do material séptico ser tratado em uma ETE, deve ser determinada se existe capacidade suficiente para gerir o incremento da carga orgânica e hidráulica associada com o referido resíduo (USEPA, 1984).

Campos et al. (2009) indicam que o tratamento combinado pode ser iniciado em diversas etapas da ETE:

- A montante do tratamento preliminar;
- No adensador do lodo gerado na ETE, passando pela digestão e desaguamento;
- Após tratamento preliminar específico para o lodo, o lançamento pode ser efetuado em reatores intermediários que compõem o fluxograma da ETE;
- No caso de lagoas de estabilização, pode-se lançá-lo bruto ou submetê-lo a leitos de secagem, de modo a destinar às lagoas apenas o líquido drenado nos leitos;
- Ainda como outra alternativa, pode-se submeter o lodo a leitos de secagem e destinar o líquido drenado à ETE, mesmo que não constituídos por lagoas. (CAMPOS et al., 2009, p. 212).

A USEPA (1994) indica que o resíduo de tanque séptico pode ser adicionado na linha dos líquidos na entrada da planta ou em diferentes pontos, na linha de lodos ou em ambas as linhas (sólidos e líquidos). É mais comum que seja adicionado na linha dos líquidos visto que se recomenda que esse material passe por etapas de separação em grade e/ou peneiras e também devido ao potencial dos efeitos adversos no sistema de desaguamento de lodos.

Adicionar o resíduo proveniente de tanque séptico em ETEs sem gradeamento, desarenação e equalização não são recomendados visto que produzem cargas de choque na capacidade de carga hidráulica e orgânica (USEPA, 1984).

Campos et al. (2009) acrescentam que o resíduo adicionado é uma sobrecarga e suas consequências podem ser mensuradas mediante balanços de massa e que no caso dos processos biológicos deve-se garantir o atendimento às faixas de variação de parâmetros ambientais para que os microrganismos atuem de forma eficiente aos objetivos da estação.

Ainda como outra alternativa, pode-se submeter o lodo a leitos de secagem e destinar apenas o líquido drenado à ETE. Campos et al. (2009) destacam que esta alternativa só deve ser empregada se os leitos de secagem estiverem em locais afastados de áreas urbanizadas.

É evidente que, após a ETE ser colocada em operação — mesmo sem se considerar as referidas sobrecargas — é preciso rever o planejamento das etapas de execução subsequentes, adiantando-as ou retardando-as no tempo, além de se ter de efetuar ajustes operacionais distintos daqueles fixados em projeto. É evidente que haverá impactos no desempenho da ETE pelo menos nos custos e critérios operacionais (CAMPOS et al., 2009).

Fatores regulatórios (legislação) são a principal regra no planejamento e projeto de instalações para tratamento e disposição do material séptico (USEPA, 1984).

Campos et al. (2009) ponderam que apesar de ser uma solução aparentemente simples, a problemática é complexa; deve ser conhecida, estudada e superada, caso a caso, pois são muitos os fatores intervenientes. Os autores citam o porte das instalações envolvidas, volume diário das descargas de lodo, a capacidade e a localização da ETE e a da área em que preponderam os tanques sépticos, concepção da ETE e sua eficiência exigida pela legislação e pelas condições locais.

O método indicado para adicionar este resíduo nas ETEs é de forma contínua e proporcional à vazão de esgoto doméstico. Dessa forma, torna-se possível introduzir vazões consideravelmente maiores do que quando são feitas cargas pontuais. Também se promove um melhor controle sobre a carga hidráulica e orgânica no sistema primário e secundário com melhora do desempenho geral dos processos de tratamento e garante mais uniformidade na qualidade do efluente tratado.

A alimentação contínua é indicada para sistemas pequenos a médios. Em grandes sistemas, os efeitos da adição do resíduo em geral são pequenos visto que geralmente a proporção do resíduo é pequena e grandes ETEs são capazes de responder melhor a cargas de choque do que pequenos sistemas (USEPA, 1984).

Adicionar o resíduo diretamente no sistema de estabilização do lodo (digestão) tem a vantagem de que o resíduo só precisa passar antes por um sistema de gradeamento e desarenação, sem a necessidade de equalização. Devido às características do resíduo, a sua introdução não causará significativa interferência no processo de digestão. Além disso, o resíduo será estabilizado biologicamente e poderá ser o mesmo destino final do lodo digerido do sistema convencional (USEPA, 1984).

Se resíduo é adicionado diretamente em processo de desaguamento do lodo torna-se necessário o condicionamento químico em adição ao gradeamento e desarenação. Como o resíduo não passou por processo de estabilização biológico, a grande concentração de matéria orgânica ainda presente após o desaguamento pode ocasionar odor e perturbações na disposição do resíduo final (USEPA, 1984).

A USEPA (1984) apresenta algumas orientações a fim de minimizar problemas operacionais associados com a adição de resíduo de tanque séptico em estações de tratamento de esgoto sanitário:

- a) A ETE deve ter um processo biológico projetado para no mínimo 10.000 pessoas;
- b) O processo biológico deve ter capacidade suficiente para tratar a carga orgânica adicional do resíduo de tanque séptico. O resíduo não pode ser adicionado durante ou logo após períodos chuvosos;
- c) A qualidade do esgoto tratado deve ser mantida durante períodos com a adição desse resíduo. Durante a operação normal, o volume de resíduo a ser adicionado por dia pode ser obtido através da Figura 7.

Onde:

$S$  = volume de resíduo possível de ser adicionado por dia ( $m^3$ /dia)

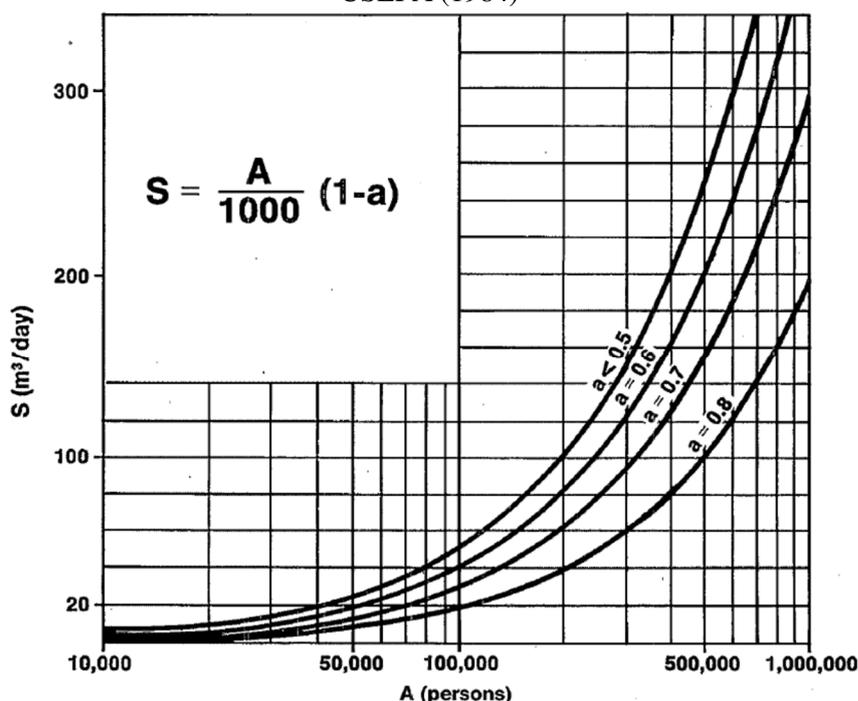
$A$  = capacidade da ETE conforme projeto (pessoas a serem atendidas)

$a$  = fator de carga = nº de usuários equivalente conectados no sistema / capacidade do projeto

Por exemplo, um sistema dimensionado para atender 500.000 pessoas ( $A$ ) e com um fator de carga de 0,8, representando que 80% dos usuários estivessem conectados ao sistema, seria possível adicionar  $100 m^3/d$  de resíduo à ETE.

- d) O volume estimado pela Figura 7 deve ser adicionado em pelo menos duas parcelas com diversas horas de intervalo e fora dos períodos de pico normais de vazão da ETE;

Figura 7 – Volume de resíduo passível de ser adicionado à ETE conforme estudos desenvolvidos por USEPA (1984)



Fonte: USEPA (1984).

- e) O resíduo deve ser diluído pelo menos vinte vezes com esgoto sanitário;
- f) Devem ser utilizadas bacias de detenção nos casos onde a capacidade do caminhão excede o volume permitido que pode ser adicionado a planta em uma única batelada. O mesmo aplica-se quando a descarga dos caminhões for frequente não garantindo o atendimento do tempo necessário entre descargas;
- g) Se o resíduo puder ser adicionado num tempo de detenção durante diversas horas ou fora de períodos de pico, o volume estimado na Figura 7 pode ser multiplicado por um fator de 4;
- h) O resíduo deve ser adicionado a montante do gradeamento do sistema;
- i) A adição do resíduo deve ser gerenciada pelos operadores da ETE; e
- j) Quantidade e tempo das descargas deve ser controlado.

As relações desenvolvidas pela USEPA (1984) e apresentadas na Figura 7 relacionam o volume de resíduo com a folga operacional do sistema. Quanto mais usuários estiverem conectados ao sistema, menor será o volume de resíduo que poderá ser recebido no sistema.

A USP/EESC desenvolveu uma pesquisa com o emprego da flotação para efetuar o pré-tratamento do resíduo de tanque séptico. Segundo Campos et al. (2009), os resultados da pesquisa foram surpreendentes e permitiram incluir a flotação como uma excelente alternativa

para redução da carga do lodo, gerando uma fase líquida com carga muito menor e uma fase sólida com concentrações mais elevadas de sólidos e correspondendo a um pré-adensamento de lodo. Além disso, a configuração do tanque, com fundos inclinados, e com região de menor turbulência junto ao fundo, também permitiu a remoção de detritos sedimentáveis. Obteve-se uma remoção de cerca de 80% da DBO e DQO e de aproximadamente 83% de SST.

Seguem observações apontadas por Campos et al. (2009) quando uma ETE recebe descargas de lodo de tanque sépticos:

- Parte da DBO adicionada poderá ser degradada pelos processos biológicos. Haverá aumento da quantidade de lodo. No caso de processo aeróbio, haverá aumento da demanda de oxigênio (e de energia, se for baseado em introdução mecânica de ar ou sopradores). Se for processo anaeróbio, haverá pequeno aumento na produção de biogás e aumento na geração de lodo.
- Os sólidos suspensos fixos (SSF) não são degradáveis, portanto, a massa de SSF introduzida tende a incorporar-se no lodo gerado na ETE.
- No caso dos sólidos totais voláteis (STV), nota-se que expressiva parcela da sua composição é constituída por material particulado que pode ser sedimentado ou flotado. Como esses sólidos já foram submetidos a longo tempo em ambiente anaeróbio, a continuidade de sua degradação em ambiente aeróbio é mais eficiente. Porém, flotores ou decantadores primários das ETE podem ter boa eficiência em sua retenção. Contudo, esses sólidos, retidos em decantadores ou em flotores, e mesmo passando por processos biológicos, geram mais lodo e demandarão mais energia (se o processo for aeróbio) na ETE que os receber.
- Como o lodo séptico (sólidos suspensos) já se encontra relativamente degradado ao ser lançado na ETE, ele não sofrerá degradação total, resultando em acréscimo considerável de lodo a ser desaguado. (CAMPOS et al., 2009, p. 214).

É evidente que o recebimento do resíduo proveniente de tanque séptico nas ETEs gera sobrecarga, impactos na eficiência, na operação e nos custos desses sistemas, ainda mais considerando que essas estações não foram projetadas para receber essas sobrecargas.

Dangol (2013) em seus estudos envolvendo o co-tratamento de lodo fecal com esgoto sanitário, observou, a partir dos resultados das simulações matemáticas efetuadas, o baixo impacto prejudicial deste recebimento, concluindo que o lodo de origem fecal fresco, seja ele fresco ou digerido, pode ser co-tratado com o esgoto sanitário em plantas que empregam processos de lodos ativados.

Todo projeto, mesmo baseado em excelentes levantamentos de dados e previsões de futuro apresenta elevado grau de incerteza e de erro. Apenas em casos muito específicos, inclui-se uma abordagem sobre eventuais sobrecargas que podem advir da necessidade da ETE vir a receber resíduos de tanques sépticos e também percolado de aterros sanitários (CAMPOS et al., 2009).

Campos et al. (2009) afirmam que raros são os casos de ETE que dispõem de estruturas para receber esse resíduo descarregado por caminhões e que mais raro ainda é o fato de no projeto dessas ETEs terem sido incluídas ponderações técnicas, econômicas e ambientais com o detalhamento necessário, relacionadas a prováveis sobrecargas.

Essa prática deve ser incorporada no âmbito profissional relacionado a projetos de estações de tratamento de esgoto. No levantamento dos dados básicos para projeto deve-se considerar a potencialidade e/ou necessidade da estação receber outras cargas além da usualmente prevista (esgoto doméstico).

### **3.5.2 Sistemas independentes**

Plantas de tratamento independentes são as alternativas mais caras e normalmente são consideradas quando a disposição do solo e o co-tratamento em estações de tratamento de esgoto não são tecnicamente ou tecnologicamente disponíveis, havendo poucas instalações deste tipo nos Estados Unidos (USEPA, 1994).

Os principais processos empregados em instalações independentes são: lagoas, compostagem, tratamento biológico convencional, digestão aeróbia, digestão anaeróbia, estabilização com cal e oxidação com cloro. Também podem ser empregados o uso de cal para promover o condicionamento e também a estabilização do resíduo antes de seu desaguamento (USEPA, 1984).

A USEPA (1999) instrui que quando se opta pela compostagem, o líquido ou os sólidos do resíduo proveniente de tanque séptico é misturado com outros materiais volumosos, como lascas de madeira ou serragem, e aerado mecanicamente ou por reviramento. A atividade biológica proporciona o aumento de temperatura suficientemente alta a fim de destruir os patógenos, sendo que a compostagem converte o resíduo séptico em um material estável, o húmus, que pode ser empregado para melhorar as condições do solo. Este processo pode gerar odores caso não seja conduzido de forma apropriada.

Na digestão aeróbia o resíduo proveniente de tanque séptico é aerado por 15 a 20 dias em tanques abertos para promover a redução do material biológico para sólidos orgânicos e também a redução do odor. Em situações de baixas temperaturas verifica-se um aumento do tempo requerido e normalmente não é uma opção quando se avaliam os custos envolvidos (USEPA, 1999).

Já na digestão anaeróbia, o resíduo oriundo do tanque séptico é mantido por 15 a 30 dias em uma estrutura fechada para, da mesma forma, promover a redução do material

biológico para sólidos orgânicos. Normalmente este processo é empregado quando se opta por efetuar o co-tratamento com lodo de esgoto, entretanto, uma vantagem da digestão anaeróbia é a produção de gás metano que pode ser empregado para o aquecimento do digestor ou outros propósitos (USEPA, 1999).

Na estabilização alcalina emprega-se cal ou outro material alcalino, o qual é misturado ao resíduo de tanque séptico a fim de elevar o pH para 12 por no mínimo 30 minutos (USEPA, 1999). O resíduo de tanque séptico é um material difícil de ser desaguado, sendo que a combinação de cal com cloreto férrico, assim como com polímeros, tem apresentado sucesso no uso (USEPA, 1994).

### 3.5.3 Solo

Quando o resíduo séptico é gerenciado da forma correta, o mesmo trata-se de um recurso, sendo um valioso condicionador de solo, contendo nutrientes que podem reduzir a dependência de fertilizantes químicos para a agricultura (USEPA, 1994).

A aplicação no solo é a alternativa mais econômica, porém exige grandes áreas com adequada separação de zonas residenciais e a população normalmente está preocupada com odor e impactos na saúde. É normalmente o método escolhido por comunidades rurais com suficientes extensões de terra para aplicação (USEPA, 1994).

No Quadro 6 são apresentadas as características das principais opções para disposição de resíduos provenientes de tanques sépticos no solo.

Quadro 6 – Características de opções para disposição no solo

(continua)

MÉTODO	DESCRIÇÃO	VANTAGENS	DESVANTAGENS
Aspersão no solo	Resíduo pré-tratado é bombeado por bocais e aspergido diretamente na terra	Pode ser usado em áreas íngremes ou acidentadas Mínimo distúrbio no solo pelos caminhões	Requer grandes áreas Alto potencial de odor durante aplicação Possível dispersão de patógenos e atração de vetores se não estabilizado com cal Requer armazenamento em lagoas ou tanques durante períodos chuvosos ou frios

Quadro 6 – Características de opções para disposição no solo

(conclusão)

<b>MÉTODO</b>	<b>DESCRIÇÃO</b>	<b>VANTAGENS</b>	<b>DESVANTAGENS</b>
Trincheiras	Novas trincheiras são abertas quando antiga estiver cheia e coberta	Operação simples Sem declive limite para uso Sem limites climatológicos	Problemas com odor Grandes restrições quanto à água subterrânea Grandes extensões de áreas comprometidas depois do término da operação
Lagoas	Lagoas são cheias e o material seca, sendo depois cobertas por solo	Sem declive limite para uso Sem limites climatológicos	Problemas com odor Grandes restrições quanto à água subterrânea Potencial problema com atração de vetores
Aterro sanitário	Resíduo é misturado com resíduos sólidos domésticos a taxas controladas	Sem limites topográficos Operação simples	Problemas com odor Problemas com roedores e vetores Limitado a locais com precipitação menor do que 90 cm/ano Chuva e lixiviado coletados ou isolados da água subterrânea
Incorporação na subsuperfície	Resíduo líquido é colocado em fendas abertas com ferramenta de plantio direto	Mínimo odor e atração de vetores quando comparado com aplicação na superfície Satisfaz critérios da USEPA para redução da atração de vetores	Declive pode limitar operação de veículos Alto gasto para comprar, operar e manter equipamentos e veículos especializados Requer armazenamento em lagoas ou tanques durante períodos chuvosos ou frios

Fonte: USEPA (1984, 1994).

Como se pode constatar pelas informações apresentadas no Quadro 6, processos de disposição no solo normalmente requerem grandes áreas e podem ocorrer problemas intensos quanto à geração de odor e atração de vetores. Desta forma, pode tornar-se necessário que o resíduo passe por processo de estabilização antes da aplicação no solo, como estabilização alcalina, digestão aeróbia e anaeróbia e compostagem.

### 3.6 Legislação e normatização

A falta de leis e de normas técnicas específicas faz com que os órgãos de meio ambiente recomendem, de forma pontual e particular os procedimentos para etapas da gestão do lodo de tanque séptico no município. Normalmente, essas recomendações são baseadas em demandas de empresas e/ou da sociedade (PEREIRA et al., 2009).

Desta forma, Pereira et al. (2009) alertam que a inexistência de instrumentos legais e técnicos dificulta o detalhamento das diretrizes básicas em alguns estados e municípios brasileiros, resultando em entendimentos e procedimentos diferentes para a questão do lodo de tanque séptico, o que, algumas vezes, leva a soluções clandestinas, irregulares e indevidas.

Com relação à legislação, a Resolução Conama nº 375 (BRASIL, 2006) que define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em ETEs traz no artigo 3º, item VI do 2º parágrafo que o lodo proveniente de sistema de tratamento individual deve ser coletado e tratado em ETE, para após isso ter uso agrícola.

A Política Nacional de Saneamento Básico, lei federal nº 11.445 (BRASIL, 2007), que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, incluindo os sistemas de abastecimento de água, esgotamento sanitário, drenagem urbana e resíduos sólidos, não cita a palavra lodo e nem o termo tanque ou fossa séptica, sendo que independentemente da origem é abordado apenas de forma implícita.

O órgão ambiental do estado do Rio Grande do Sul, Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – Fepam, emitiu a Ordem de serviço nº 076/2017 – DT, documento de instrução interno, que determina que nas licenças de operação dos sistemas de esgotamento sanitário não deve mais constar a condicionante que restringia o recebimento de cargas oriundas de limpa fossa (FEPAM, 2017).

A Ordem de Serviço, conforme consta na mesma, destaca a similaridade das características do resíduo proveniente de sistemas individuais com o efluente que é tratado nas Estações de Esgotamento Sanitário. E também que é de responsabilidade do empreendedor o dimensionamento e a operação do sistema para o atendimento dos padrões de lançamento (FEPAM, 2017).

Com relação a normas técnicas, a NBR 10004/2004 classifica de forma geral o lodo como resíduo sólido (ABNT, 2004). A NBR 7229/1993 aborda o projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos e a NBR 13969/1997 do tratamento e disposição dos efluentes de tanques sépticos (ABNT, 1993, 1997).

As NBRs 7229 e 13969 (ABNT, 1993, 1997) abordam o dimensionamento do volume a ser ocupado pelo lodo no tanque séptico e quanto à gestão do lodo há no item de manutenção algumas instruções a respeito da disposição do lodo e espuma.

A ABNT, conforme descreve na introdução da NBR 13969 (ABNT, 1997), planejou o lançamento de uma série de três normas abordando sistemas de tratamento de esgotos, sendo que a terceira norma, na época em fase de elaboração, abordaria o tratamento e a disposição final de sólidos do sistema de tanque séptico e que acabou nunca sendo lançada, conforme consulta ao *site* da Associação.

Segundo Pereira et al. (2009), para evitar distorções de entendimento e falhas na gestão na maioria dos municípios brasileiros, a relevância da questão do lodo de tanque séptico requer legislação e normas específicas.

É necessário adequar a legislação vigente para que as diretrizes, procedimentos, competências e responsabilidades sejam bem delimitadas, sempre respeitando as características e peculiaridades de cada local, porém disponibilizando base legal para as alternativas de gestão do resíduo de tanques sépticos adequadas no Brasil (PEREIRA et al., 2009).

Caso a alternativa escolhida para o tratamento do resíduo de tanque séptico seja o co-tratamento com o esgoto doméstico ou sistemas independentes, a referida estação de tratamento deverá atender a legislação com relação aos padrões de lançamento.

Quanto aos padrões de lançamento a serem atendidos no estado do Rio Grande do Sul, cita-se a Resolução Consema nº 355/2017 (RIO GRANDE DO SUL, 2017) que substituiu a Resolução Consema nº 128/2006 e a nível federal, a Resolução Conama nº 274/2000, Conama nº 357/2005, a Conama nº 430/2011 (BRASIL, 2000, 2005, 2011). Na Tabela 5 são apresentados os padrões de lançamento estabelecidos na Resolução Consema nº 355/2017 para diferentes faixas de vazão.

Pela Resolução Consema nº 355/2017 se o empreendedor atende a relação constante no artigo 7º que vincula a vazão do efluente líquido a ser lançado, a vazão de referência do corpo receptor, o padrão dos parâmetros estabelecidos para a classe na qual o corpo receptor está enquadrado e o padrão de emissão para cada parâmetro contido no efluente, devem ser seguidos os padrões de lançamento definidos no artigo 17. São definidos para DBO, DQO, sólidos suspensos e coliformes termotolerantes.

Tabela 5 – Padrões de lançamento definidos na Resolução Consema nº 355/2017 para o esgotamento sanitário

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

Fonte: Rio Grande do Sul (2017).

Os padrões de lançamento para nitrogênio amoniacoal e fósforo total, conforme definido no parágrafo único no artigo 18, serão exigidos para efluentes líquidos sanitários pelo órgão ambiental competente para corpos receptores que tenham registro de floração de cianobactérias em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público.

A legislação a nível estadual é mais restritiva do que a federal, havendo padrões para fósforo e nitrogênio amoniacoal e também há distinção quanto às faixas de vazão de lançamento.

### 3.7 Modelagem matemática

Através da modelagem busca-se fundamentalmente representar um processo e neste sentido, Pessanha et al. (2011) afirmam que a modelagem matemática ou computacional consiste numa forma de simular fenômenos reais por meio de fórmulas matemáticas. Iritani (1998 apud BONGONHA et al., 2007) complementa que:

A modelagem matemática consiste na representação matemática do que acontece na natureza a partir de um modelo conceitual, idealizado com base no levantamento e interpretação de dados e observações do sistema real, tendo como objetivo uma melhor compreensão do sistema atual, possibilitando prever situações futuras, algumas vezes passadas, porém sempre buscando direcionar ações de decisão (IRITANI, 1998 apud BONGONHA et al., 2007).

Conforme Bratley, Fox e Schrage (1987 apud PESSANHA et al., 2011) o uso da modelagem possibilita a previsão do comportamento futuro do sistema em estudo através de análises. Além disso, através do fornecimento de dados de entrada e verificação dos dados de

saída no modelo, os autores afirmam que é possível analisar as propriedades e comportamentos do sistema de uma maneira prática.

A partir dessas contribuições, verifica-se que a modelagem pode simular os fenômenos reais que ocorrem no funcionamento da ETE, sendo uma ferramenta útil a ser usada inclusive para o dimensionamento da mesma. Tem-se a possibilidade de representar o comportamento esperado dos diferentes processos de tratamento.

Marquot (2006) ressalta que os resultados obtidos serão resultados de uma modelagem os quais conseqüentemente são influenciados pelos mecanismos e limitações inerentes ao modelo e ao nível de calibração obtido. Desta forma, o autor afirma que os resultados devem ser interpretados com cautela e não como normas de operação, mas como uma avaliação do sistema e de como o modelo pode produzir e prever informações.

### **3.7.1 Modelo ASM1**

Em 1987 a International Water Association (IWA) publicou o resultado de um trabalho que se iniciou quatro anos antes e tinha como objetivo promover a aplicação e adequação de modelos práticos para o desenvolvimento de projeto e operação de sistemas biológicos de tratamento de esgotos em processos por lodos ativados. O primeiro modelo foi denominado Activated Sludge Model N° 1 (ASM1), vindo posteriormente a serem desenvolvidos uma família de modelos para lodos ativados.

O modelo ASM1 descreve as taxas de remoção de substâncias orgânicas e compostos nitrogenados pelos micro-organismos relacionando essas taxas ao consumo de oxigênio e de nitrato e à produção de lodo (LEVY, 2007).

As substâncias orgânicas do esgoto foram divididas em frações de acordo com a biodegradabilidade e a solubilidade em água. Desta forma foram definidos dois tipos de substratos: o lentamente biodegradável que é descrito como sólidos, mas que também representam substâncias solúveis mais complexas que sofrem hidrólise extracelular e acabam sendo convertidas no segundo tipo de substrato, os rapidamente biodegradáveis (HENZE; GRADY, 1987 apud HENZE et al., 2000).

No modelo ASM1 estão incorporados oito processos biológicos e treze componentes que descrevem a remoção de matéria carbonácea, nitrificação e desnitrificação.

A inclusão dos processos de remoção química e biológica do fósforo deu origem ao modelo ASM2 que possui uma estrutura celular interna e incorpora a função dos microrganismos acumuladores de fósforo. O ASM2 apresenta vinte componentes e dezenove

processos, porém o próprio modelo informa que nem todos os fenômenos podem ser observados no mesmo.

Posteriormente foi desenvolvido o modelo ASM3 que possui independência de fonte de carbono e temperatura e teve a inclusão do processo de remoção biológica de fósforo por organismos acumuladores de fósforo (HENZE et al., 2000).

Pombo (2010) pondera que desde a publicação do modelo ASM1 o mesmo tem sido ampliado a fim de incluir novos processos biológicos de tratamento e novas observações experimentais. Mesmo assim, a autora com base nas contribuições de diversos autores afirma que o modelo original é provavelmente o mais amplamente utilizado no mundo, sendo um padrão aceito internacionalmente quando a remoção biológica de fósforo não é considerada.

Neste trabalho será abordado o modelo ASM1 visto que o mesmo representa as reações biológicas que acontecem no interior de um reator biológico que se deseja simular (remoção de matéria carbonácea, nitrificação e desnitrificação) e também em virtude de ser um modelo amplamente utilizado e aceito na área acadêmica e no meio profissional.

O modelo ASM1 foi desenvolvido a partir de uma notação matricial e envolve oito processos biológicos, treze componentes diferentes (variáveis de estado) de caracterização da água residual, cinco coeficientes estequiométricos e quatorze parâmetros cinéticos, que descrevem, de forma realista, os vários comportamentos biológicos envolvidos no tratamento por lodos ativados: a oxidação carbonácea, a nitrificação e a desnitrificação (KIM et al., 2008 apud POMBO, 2010).

Na Tabela 6 são apresentados os coeficientes estequiométricos. Destaca-se que todas as equações do balanço mássico dependem de vários parâmetros cinéticos e coeficientes estequiométricos.

Tabela 6 – Coeficientes estequiométricos.

<b>Símbolo</b>	<b>Nome</b>	<b>Faixa</b>	<b>Unidade</b>
$Y_A$	Rendimento autotrófico (massa celular formada DQO/DQO oxidada)	0,07-0,028	mg DQO/mg N
$Y_H$	Rendimento heterotrófico (massa celular formada DQO/DQO oxidada)	0,46-0,69	mg DQO/mg DQO
$f_p$	Fração de biomassa que resulta em produtos particulados	0,08-1	mg DQO/mg DQO
$i_{XB}$	Massa N / massa DQO na biomassa	-	mg N/mg DQO
$i_{XP}$	Massa N / massa em DQO de produto de biomassa	0,02-0,1	mg N/mg DQO

Fonte: adaptação de Pombo (2010).

No Anexo A é apresentada a notação matricial do modelo. Nos índices dos parâmetros segue-se a seguinte simbologia: S para solúvel, P para particulado, I para inerte e T para parcela total.

Na Tabela 7 são apresentados os parâmetros cinéticos que estão incorporados no modelo ASM1 com a faixa de valores utilizados.

Tabela 7 – Parâmetros cinéticos

<b>Símbolo</b>	<b>Nome</b>	<b>Faixa ou valor usual</b>	<b>Unidade</b>
$\mu_H$	Máxima taxa de crescimento específico da biomassa heterotrófica	0,125-0,55	$h^{-1}$
$b_H$	Taxa de decaimento da biomassa heterotrófica	0,0021-0,067	$h^{-1}$
$K_S$	Coefficiente de saturação para organismos heterotróficos	10-180	mg DQO/L
$K_{O,H}$	Coefficiente de saturação de oxigênio para organismos heterotróficos	0,01-0,20	mg $O_2$ /L
$K_{NO}$	Coefficiente de saturação de nitrato para heterotróficos	0,5	mg N/L
$\mu_A$	Máxima taxa de crescimento específico da biomassa autotrófica	0,014-0,033	$h^{-1}$
$b_A$	Taxa de decaimento da biomassa autotrófica	0,0021-0,0063	$h^{-1}$
$K_{O,A}$	Coefficiente de saturação de oxigênio para organismos autotróficos	0,4	mg $O_2$ /L
$K_{NH}$	Coefficiente de saturação de amônia para organismos autotróficos	1,0	mg N/L
$K_a$	Taxa específica de amonificação	0,0017-0,0033	$h^{-1}$
$K_h$	Máxima taxa específica de hidrólise	0,042-0,125	$h^{-1}$
$K_X$	Coefficiente de saturação para substrato lentamente biodegradável	0,01-0,03	Adimensional
$\eta_g$	Fator de correção para $\mu_H$ sob condições anóxicas	0,6-1,0	Adimensional
$\eta_h$	Fator de correção para hidrólise sob condições anóxicas	0,4	Adimensional

Fonte: adaptação de Pombo (2010).

Os treze componentes de caracterização da água residual empregados no modelo ASM1 são divididos em oito componentes solúveis e cinco particulados, conforme apresentado no Quadro 7.

Quadro 7 – Componentes da caracterização da água residual

Símbolo	Nome	Unidade	Formação	Remoção
$S_I$	Material orgânico solúvel inerte	mg DQO / L	-	-
$X_I$	Material orgânico particulado inerte	mg DQO / L	-	-
$S_S$	Substrato facilmente biodegradável	mg DQO / L	Hidrólise de $X_S$	Crescimento de $X_{B,H}$
$X_S$	Substrato lentamente biodegradável	mg DQO / L	Decaimento de $X_{B,H}$ ou $X_{B,A}$	Hidrólise de $S_S$
$X_{B,H}$	Biomassa heterotrófica	mg DQO / L	Crescimento	Decaimento
$X_{B,A}$	Biomassa autotrófica	mg DQO / L	Crescimento	Decaimento
$X_P$	Produtos particulados originados pelo decaimento da biomassa	mg DQO / L	Decaimento de $X_{B,H}$ ou $X_{B,A}$	-
$S_O$	Concentração de oxigênio dissolvido no reator	mg $O_2$ / L	-	Crescimento aeróbio
$S_{NO}$	Nitrogênio na forma de nitrato	mg N / L	Nitrificação	Desnitrificação
$S_{NH}$	Nitrogênio na forma de $NH_4^+$ e $NH_3$	mg N / L	Amonificação de $S_{ND}$	Crescimento de $X_{BH}$ ou $X_{BA}$
$S_{ND}$	Nitrogênio orgânico solúvel biodegradável	mg N / L	Hidrólise de $X_{ND}$	Amonificação de $S_{NH}$
$X_{ND}$	Nitrogênio orgânico particulado biodegradável	mg N / L	Decaimento	Hidrólise de $S_{ND}$
$S_{ALK}$	Alcalinidade	Molar	-	-

Fonte: adaptação de Pombo (2010).

Considerando as contribuições de Henze et al. (2000), Amaral (2014) e Pombo (2010), segue a descrição dos oito processos biológicos que são considerados no modelo ASM1:

- crescimento aeróbio da biomassa heterotrófica: ocorre devido à degradação de substrato solúvel facilmente biodegradável ( $S_S$ ) na presença de oxigênio ( $S_O$ ) resultando na formação de  $CO_2$  e  $H_2O$ . A amônia é utilizada como fonte de nitrogênio ( $S_{NH}$ ) para a síntese de proteínas e é incorporada na massa celular da nova população de microrganismos. As concentrações de  $S_S$  e  $S_O$  podem ser limitantes no processo de crescimento da biomassa heterotrófica. Este processo está associado à produção de nova biomassa e à remoção do

substrato. Envolve também a alteração da concentração de alcalinidade devido as reações do processo de desnitrificação (HENZE et al., 2000);

- crescimento anóxico da biomassa heterotrófica: é idêntico ao crescimento aeróbio porém, na ausência de oxigênio, os organismos heterotróficos são capazes de utilizar o nitrato como aceptor de elétrons, resultando no crescimento de nova biomassa e na formação de nitrogênio gasoso por redução do nitrato (desnitrificação).

- crescimento aeróbio da biomassa autotrófica: o nitrogênio amoniacal ( $S_{NH}$ ) é oxidado à nitrato (nitrificação) devido ao metabolismo de microrganismos autotróficos e do consumo de oxigênio dissolvido, resultando na produção de biomassa autotrófica e uma parcela de  $S_{NH}$  é incorporada na massa celular da população de microrganismos autotróficos.

- decaimento da biomassa heterotrófica: este processo é baseado no conceito de morte-regeneração e ocorre em quaisquer condições ambientais e inclui diversos mecanismos, como respiração endógena, morte, predação e lise, resultando na conversão da biomassa em  $X_S$  e  $X_P$ . Este processo é modelado como o resultado da transformação de substrato lentamente biodegradável ( $X_S$ ) em substrato solúvel (volta a ser hidrolisado) e utilizado para o crescimento de novas células. O nitrogênio orgânico presente na massa celular é restituído ao ambiente após o decaimento da biomassa e é acrescentado à quantidade de nitrogênio orgânico particulado biodegradável  $X_{ND}$ . O oxigênio não está diretamente associado ao decaimento dos microrganismos, ou seja, o oxigênio consumido em virtude do decaimento é calculado como se resultasse indiretamente do crescimento de nova biomassa a partir do substrato libertado no processo.

- decaimento da biomassa autotrófica: este processo é semelhante ao processo de decaimento da biomassa heterotrófica.

- amonificação do nitrogênio orgânico solúvel: consiste na conversão de nitrogênio orgânico solúvel biodegradável ( $S_{ND}$ ) em nitrogênio amoniacal ( $S_{NH}$ ), através de uma reação de primeira ordem e de natureza empírica. O consumo de íons de hidrogênio neste processo de conversão resulta na alteração da concentração de alcalinidade.

- hidrólise da matéria orgânica particulada: a hidrólise da matéria orgânica particulada lentamente biodegradável ( $X_S$ ) resulta na produção de substrato facilmente biodegradável ( $S_S$ ) que fica disponível para o processo de crescimento de microrganismos. Este processo ocorre apenas em condições aeróbias e anóxicas.

- hidrólise do nitrogênio orgânico: a hidrólise do nitrogênio orgânico particulado biodegradável resulta na produção de nitrogênio orgânico solúvel e é proporcional à taxa de solubilidade da matéria orgânica particulada.

O processo de sedimentação é essencial para a operação e eficiência do processo de lodos ativados. A separação sólido-líquido envolve duas funções muito importantes: a sedimentação por gravidade para remover mais de 99,5% dos sólidos suspensos totais do liquor misto do efluente tratado e o adensamento do lodo ativado sedimentado para reduzir o volume antes de retornar para o processo de tratamento para mistura com o afluente a ser tratado (METCALF & EDDY et al., 2016).

Para a simulação dos processos que ocorrem no decantador secundário é utilizado o modelo genérico de decantação detalhado por Takács, Patry e Nolasco (1991). No Quadro 8 são apresentados os parâmetros deste modelo.

Quadro 8 – Parâmetros do modelo genérico de decantação

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>
Velocidade de sedimentação da interface ( <i>Vesilind velocity</i> )	m/h
Máxima velocidade de sedimentação ( <i>Maximum velocity</i> )	m/h
Parâmetro de sedimentação zonal ( <i>Hindered settling parameter</i> )	L/mg
Parâmetro de clarificação ( <i>Discrete parameter</i> )	L/mg
Início da floculação ( <i>Onset of flocculation</i> )	mg/L
Parcela não sedimentável ( <i>Non-settleable fraction</i> )	Adimensional

Seguem algumas considerações quanto a estes parâmetros: num sistema com boa sedimentação, o valor da velocidade de sedimentação da interface é de 7,5 m/h e o parâmetro de sedimentação zonal 0,00036 m/h. Caso não haja dados disponíveis, pode-se considerar a velocidade máxima de sedimentação igual a velocidade de sedimentação da interface. Além disso, o valor do parâmetro de clarificação é usualmente entre 10 a 100 vezes maior do que o parâmetro de sedimentação zonal (WRc STOAT, 1999).

Como mencionado, os modelos matemáticos buscam simular fenômenos reais, em virtude disso são necessárias algumas simplificações dos processos reais o que acaba implicando em limitações a modelagem. Seguem algumas limitações do modelo ASM1:

- o modelo considera a operação à temperatura constante;
- o modelo mantém o pH constante e sempre próximo a neutralidade, em virtude disto, no processo de lodos ativados não é considerada a influência do pH;
- os processos de hidrólise do material orgânico e do nitrogênio orgânico são associadas e considerado que ocorrem em taxas iguais de forma simultânea;

- não são considerados no modelo os efeitos de limitação de nutrientes (nitrogênio, fósforo e outros nutrientes inorgânicos) na remoção da matéria orgânica e no crescimento bacteriano;
- o modelo assume que a biomassa heterotrófica é homogênea e se mantém constante ao longo do tempo, em virtude disso, qualquer alteração na concentração de substrato e na configuração do substrato não é considerado sobre a sedimentabilidade do lodo;
- o aprisionamento da matéria orgânica particulada na biomassa é considerado instantâneo;
- a alcalinidade é ignorada no modelo, sendo que apesar de ser realizado um balanço de cargas, a alcalinidade acaba não sendo utilizada diretamente no modelo. Se a alcalinidade cair a uma concentração abaixo de 50 mg/L como carbonado de cálcio, aparece uma mensagem de alerta visto que abaixo deste nível, o pH no sistema pode se tornar instável.

Os modelos ASM tem sido implementados na maioria dos softwares comerciais de modelagem e simulação do comportamento dinâmico de processos biológicos disponíveis no mercado, sendo cada vez mais utilizados no apoio à operação, gestão e controle de estações de tratamento de águas residuais (GERNAEY et al., 2004). Os principais programas disponíveis no mercado são: GPS-X, SIMBA, AQUASIM, BioWin, EFOR, STOAT e WEST.

### 3.7.2 Software WRc Stoat 5.0

O software WRc Stoat 5.0. tem incorporado o modelo chamado *Activated Sludge Model* Nº 1 (ASM1) que foi proposto em 1987 pela *International Water Quality Association* (IWA) que utiliza equações diferenciais, sendo um sistema de distribuição livre e sem custos.

WRc Stoat é um software para modelagem dinâmica de sistemas de tratamento de esgoto que permite ao usuário definir a concepção de um sistema de tratamento, os processos de tratamento, as formas como os mesmos irão se conectar e serão operados, tornando possível prever o desempenho de um sistema por um determinado período de tempo (WRc STOAT, 1999).

O software tem diversas aplicações, incluindo: concepção de novas estações de tratamento de esgoto ou de ampliações em estações existentes, desenvolvimento de novas

práticas operacionais, teste de situações hipotéticas, auditorias de processo e planejamento de captações.

Seu desenvolvimento iniciou 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.

Entre 1990 e 1992, o software acabou sendo validado em relação à aplicação para dados de estações de tratamento de esgoto 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 STOAT, 1999).

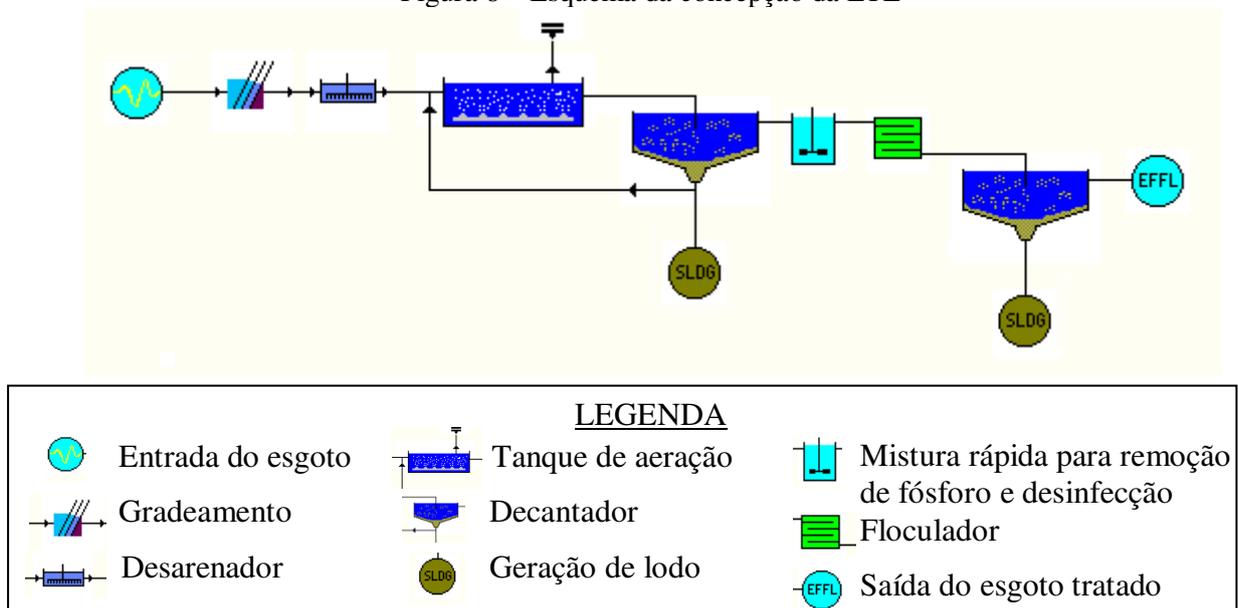
Destaca-se que desde seu lançamento, o sistema é continuamente melhorado com adição de processos, de calibração e otimização de rotinas automáticas.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar o co-tratamento de resíduo de tanque séptico em uma estação de tratamento de esgoto doméstico (ETE) com o emprego do modelo matemático ASM1. Essa avaliação foi desenvolvida a partir do projeto de uma ETE com capacidade para tratar uma vazão média de 50 L/s (180 m<sup>3</sup>/h). O referido projeto foi obtido junto a uma prestadora de serviços de saneamento que atua no estado do Rio Grande do Sul, não sendo realizado o dimensionamento da estação neste estudo.

A concepção da ETE envolve: gradeamento, desarenador, calha Parshall, tanque de aeração com duas câmaras com aeração estendida, sendo uma anóxica e a outra aerada, decantador secundário para o lodo orgânico, remoção de fósforo por via físico-química composto por calha Parshall, floculador, decantador para precipitação do lodo químico e desinfecção com dióxido de cloro. O sistema de gerenciamento do lodo envolve: elevatória de retorno de lodo ativado, elevatória de descarte do lodo biológico, elevatória de descarte do lodo físico-químico, adensador de lodo e centrífuga. O projeto da ETE envolve o processo de lodos ativados com aeração prolongada, sendo que no mesmo a digestão do excesso de lodo ocorre dentro do próprio tanque de aeração juntamente com o esgoto afluente. Optou-se por esta configuração de sistema porque é a concepção padrão da prestadora de serviços de saneamento que cedeu o projeto, sendo utilizado na grande maioria de suas ETEs. Na Figura 8 é apresentado o esquema da concepção da ETE considerando a linha de líquidos e na legenda consta o nome de cada uma das estruturas.

Figura 8 – Esquema da concepção da ETE



A modelagem permite prever o comportamento futuro da ETE e desta forma direcionar a tomada de decisões quanto ao recebimento e co-tratamento do resíduo de tanque séptico. Foi utilizado o software *WRc Stoot 5.0.*, sistema este de distribuição livre, sendo que o mesmo tem incorporado o modelo *Activated Sludge Model N° 1 (ASM1)*.

Como já mencionado, neste trabalho optou-se por utilizar o modelo ASM1 porque o mesmo tem incorporadas as reações biológicas que ocorrem no sistema de tratamento selecionado, envolvendo remoção de matéria carbonácea, nitrificação e desnitrificação.

A primeira etapa do estudo envolveu a estruturação do modelo matemático ASM1 ao sistema de lodos ativados da ETE deste estudo. Esta atividade correspondeu à incorporação dos processos envolvidos na ETE no software.

Foram inseridas as dimensões básicas, o comportamento hidráulico, o número dos compartimentos de aeração, decantador, configuração de aeração e parâmetros de operação, sendo introduzido apenas o sistema de lodos ativados composto pelo tanque de aeração, câmara anóxica e o decantador secundário, sendo as informações requisitadas pelo modelo matemático. Na Tabela 8 estão listadas as dimensões das estruturas da ETE e no Quadro 9 os parâmetros de operação.

Tabela 8 – Dimensões das estruturas da ETE

<b>Estrutura</b>	<b>Dimensão</b>	<b>Valor</b>
Tanque de aeração	Volume total	4.635 m <sup>3</sup>
- câmara anóxica	Volume	2.317,5 m <sup>3</sup>
- câmara aerada	Volume	2.317,5 m <sup>3</sup>
Decantador secundário	Área superficial	230 m <sup>2</sup>
	Profundidade	4,10 m
	Profundidade da entrada	2,00 m

Depois da estruturação do modelo foi necessário efetuar a calibração e a validação/verificação dos dados. Como não há estações de tratamento de esgoto operando com o sistema proposto neste trabalho pela prestadora de serviços de saneamento que forneceu alguns dados utilizados neste trabalho, não há séries disponíveis de monitoramento dos parâmetros a serem empregados na calibração e validação do modelo. Por este motivo a calibração foi realizada com dados do projeto.

Quadro 9 – Parâmetros de operação e compatibilização com modelo ASM1

<b>Parâmetro</b>	<b>Definição da operação</b>
Recirculação de lodo	Do decantador para câmara anóxica a uma taxa de 0,5 a vazão de esgoto bruto da entrada
Recirculação interna	Da câmara aerada para câmara anóxica a uma taxa de 1,5 a vazão de esgoto bruto na entrada
Oxigênio dissolvido na câmara aeróbia	Concentração de 2 mg/L mantida constante
Sólidos suspensos no tanque de aeração (SSTA)	Concentração de 3.500 mg/L mantida constante através do controle da vazão de descarte de lodo
Descarte de lodo	Taxa fixa a tempo variável de 3 m <sup>3</sup> /h a fim de manter concentração de SSTA
Temperatura do esgoto e do resíduo de tanque séptico	Mantida constante a 15°C

A calibração consistiu em sucessivas simulações com a ETE operando com uma vazão de 50 L/s de esgoto doméstico. A cada simulação foram comparados os resultados da saída do efluente tratado com os valores esperados considerando as eficiências do sistema de tratamento simulado. Foram avaliados os parâmetros DBO, DQO, amônia e sólidos suspensos totais, os quais tem padrões de lançamento definidos pela legislação ambiental.

A partir das diferenças identificadas, foram realizadas alterações nos coeficientes estequiométricos e nos parâmetros cinéticos e da decantação e posteriormente, foi realizada uma nova simulação. Estas simulações repetiram-se até que o efluente final atingiu as eficiências de tratamento conforme definido no projeto da ETE. Em consonância com o projeto da ETE, na Tabela 9 são listadas as características do esgoto bruto que foi considerado neste estudo a partir das contribuições de Jordão e Pessôa (2011).

O modelo ASM1 estabelece que as entradas dos valores de DQO e de nitrogênio total devem ser em frações pré-determinadas. No Quadro 10 seguem as relações utilizadas para fracionar a DQO e o nitrogênio total que se aplicam tanto ao esgoto doméstico bruto quanto ao resíduo de tanque séptico.

Tabela 9 – Características do esgoto doméstico bruto

<b>Parâmetro</b>	<b>Concentração</b>
DBO	200 mg/L
DQO	400 mg/L
N orgânico	30 mg/L
Amônia	40 mg/L
Nitrito	0,05 mg/L
Nitrato	0,20 mg/L
Sólidos suspensos totais	200 mg/L
Sólidos suspensos voláteis	160 mg/L
Sólidos suspensos não-voláteis	40 mg/L

Fonte: Jordão e Pessôa (2011).

Quadro 10 – Relações utilizadas para fracionar a DQO e Namiacal que se aplicam ao esgoto doméstico e ao resíduo de tanque séptico

<b>Parâmetro</b>	<b>Relação</b>
DQO total (DQOt)	$DQOt = DQOb + DQOnb$
DQO biodegradável (DQOb)	$DQOb = DQObs + DQObp$
DQO não-biodegradável (DQOnb)	$DQOnb = DQOnbs + DQOnbp$
DQO solúvel (DQOs)	$DQOs = DQObs + DQOnbs$
DQO particulada (DQOp)	$DQOp = DQObp + DQOnbp$
Nitrogênio total (NT)	$NT = NTK + NO_3 + NO_2$
Nitrogênio kjeldahl total (NTK)	$NTK = NH_4 + NOt$
Nitrogênio orgânico total (NOt)	$NOt = NOb + NOnb$
Nitrogênio orgânico biodegradável (NOb)	$NOb = NObs + NObp$
Nitrogênio orgânico não-biodegradável (NONb)	$NONb = NONbs + NONbp$

Legenda: t = total; b = biodegradável; nb = não-biodegradável; s = solúvel; p = particulada.

Buscaram-se na literatura as relações e os valores usuais desta subdivisão para o esgoto doméstico a fim de complementar as relações já apresentadas. Na Tabela 10 seguem as relações utilizadas para complementar o fracionamento da DQO e na Tabela 11 para o fracionamento do nitrogênio total para o esgoto doméstico.

As simulações tinham como objetivo avaliar a influência do recebimento do resíduo de tanque séptico nas reações que envolviam a degradação da matéria orgânica e nos processos de nitrificação e de desnitrificação.

Optou-se por não incluir a linhas dos sólidos que no projeto é composta por adensador e centrífuga. Desta forma, não foi considerado neste estudo o retorno da parte líquida resultante do processo de desaguamento do lodo realizado nessas estruturas.

Tabela 10 – Relações utilizadas para fracionar a DQO do esgoto doméstico

<b>Parâmetro</b>	<b>Relação</b>
DQOs	$DQOs = 0,46 \cdot DQOt$ (1)
DQOb	$DQOb = 1,6 \cdot DBO_5$ (2)
DQO solúvel do efluente tratado (DQOse)	$DQOse = 0,075 \cdot DQOt$
DQO não-biodegradável solúvel (DQOnbs)	$DQOnbs = DQOse$ (2)
DQO biodegradável solúvel (DQObs)	$DQObs = DQOs - DQOse$
DQO biodegradável particulada (DQObp)	$DQObp = DQOb - DQObs$
DQO não-biodegradável particulada (DQOnbp)	$DQOnbp = DQOp - DQObp$

Fonte: (1) Bento (2000) e (2) Metcalf & Eddy et al. (2016).

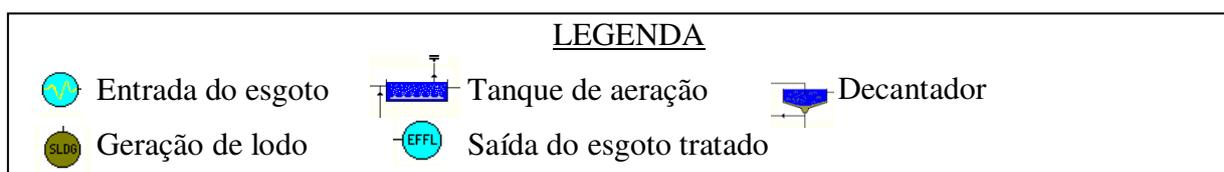
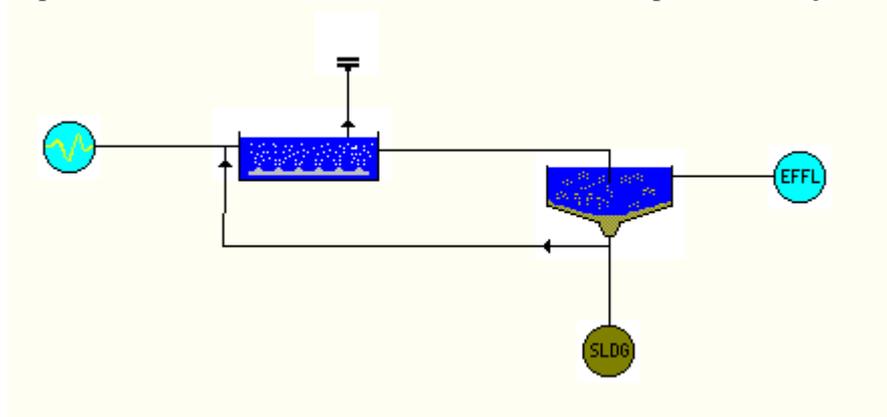
Tabela 11 – Relações para fracionar o nitrogênio total do esgoto doméstico

<b>Parâmetro</b>	<b>Relação</b>
Nitrogênio orgânico não-biodegradável solúvel (NObs)	$NObs < 0,03 \cdot NTK$ (1)
Nitrogênio orgânico não-biodegradável	$NOnb = 0,06 \cdot SSVnb$ (2)
Sólidos suspensos voláteis não-biodegradáveis (SSVnb)	$SSVnb = (1 - DQObp / DQOp) \cdot SSV$
Nitrogênio orgânico biodegradável particulado (NObp)	$NObp = 0,666 \cdot NOb$ (3)
Nitrogênio orgânico biodegradável solúvel (NObs)	$NObs = 0,333 \cdot NOb$ (3)

Fonte: (1) Parkin & McCarty (1981 apud METCALF & EDDY et al., 2016), (2) Grady et al. (1999 apud METCALF & EDDY et al., 2016) e (3) Vanhooren e Nguyen (1996 apud DEBIASI, 2012), Rossler e Pretorius (2001 apud DEBIASI, 2012).

Em virtude disso, foram inseridas no modelo as seguintes estruturas: a entrada do esgoto bruto, o sistema de lodos ativados composto pela câmara anóxica, tanque de aeração e o decantador secundário, a saída do esgoto tratado e o descarte de lodo a partir do decantador secundário conforme esquema constante na Figura 9 e na legenda consta o nome da cada uma das estruturas.

Figura 9 – Esquema do sistema de tratamento inserido no modelo para a realização das simulações



O segundo objetivo específico envolveu a determinação das concentrações dos parâmetros do resíduo de tanque séptico e sua compatibilização com os componentes do modelo ASM1, de forma semelhante a que foi feita com o esgoto doméstico.

Conforme referências citadas no capítulo anterior, este resíduo apresenta grande variabilidade na concentração de diversos parâmetros, em virtude disso, para este estudo optou-se por definir uma caracterização padrão para o mesmo.

As concentrações de seus principais parâmetros foram determinadas a partir de uma série de análises físicas e químicas fornecidas pela mesma prestadora de serviços de saneamento que disponibilizou o projeto hidráulico da ETE utilizado neste estudo.

A série era composta de 188 análises de diferentes cargas de resíduo de tanque séptico recebidas em três grandes sistemas da prestadora. Os parâmetros analisados em cada amostra foram: DBO, DQO, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos fixos, sólidos suspensos voláteis, pH, nitrogênio amoniacal e fósforo total.

Foi realizada uma verificação dessa série, sendo que quando era identificada inconsistência de algum parâmetro, a referida amostra foi desconsiderada. Foram consideradas inconsistências as seguintes situações:

- DBO da amostra inferior a 60 mg/L;
- Não foi analisada a DBO da amostra;
- DQO da amostra superior a 30.000 mg/L;
- Nitrogênio amoniacal da amostra superior a 200 mg/L;
- Nitrogênio amoniacal da amostra inferior a 5 mg/L;

f) Fósforo total da amostra inferior a 2 mg/L.

Da lista final, após a supressão das amostras as quais foi identificada alguma inconsistência, calcularam-se os valores mínimos, médios e máximos.

Como anteriormente descrito, de forma semelhante ao esgoto doméstico, a entrada dos valores de DQO e de nitrogênio total do resíduo de tanque séptico também necessitaram ser divididos em frações pré-determinadas. Em virtude disso, buscou-se na literatura as relações e os valores usuais desta subdivisão para esta tipologia de resíduo.

Utilizaram-se os resultados da pesquisa desenvolvida por Dangol (2013) sendo que foi considerado, tendo como base a classificação proposta pelo autor, que o resíduo de tanque séptico se enquadrava na categoria de lodo fecal digerido. A seguir é apresentada a relação entre DQO total e DQO biodegradável desenvolvida pelo autor.

$$DQOb = \frac{1}{1 - 0,15} * DBOt$$

Dangol (2013) também definiu relações do fracionamento da DQO e do nitrogênio total para o resíduo de tanque séptico. Na Tabela 12 são apresentadas as relações utilizadas para fracionar a DQO e na Tabela 13 as relações para fracionar o nitrogênio total.

Tabela 12 – Relações utilizadas para fracionar a DQO do resíduo de tanque séptico

<b>Parâmetro</b>	<b>Relação</b>
DQO solúvel (DQOs)	$DQOs = 0,067 \cdot DQOt$
DQO particulada (DQOp)	$DQOp = 0,933 \cdot DQOt$
DQO biodegradável solúvel (DQObs)	$DQObs = 0,016 \cdot DQOt$
DQO não-biodegradável solúvel (DQOnbs)	$DQOnbs = 0,051 \cdot DQOt$
DQO biodegradável (DQOb)	$DQOb = 0,317 \cdot DQOt$
DQO biodegradável particulada (DQObp)	$DQObp = 0,301 \cdot DQOt$
DQO não-biodegradável particulada (DQOnbp)	$DQOnbp = 0,632 \cdot DQOt$
DQO não-biodegradável (DQOnb)	$DQOnb = 0,683 \cdot DQOt$

Legenda: t = total; b = biodegradável; nb = não-biodegradável; s = solúvel; p = particulada.

Tabela 13 – Relações utilizadas para fracionar o nitrogênio total do resíduo de tanque séptico

<b>Parâmetro</b>	<b>Relação</b>
Amônia	Amônia = 0,250 . NTK
N orgânico não-biodegradável (NOnb)	NOnb = 0,750 . NTK
N orgânico não-biodegradável particulado (NOnbp)	NOnbp = 0,016 . NTK
N orgânico não-biodegradável solúvel (NOnbs)	NOnbs = 0,734 . NTK

Conforme Montangero e Belevi (2007 apud DANGOL, 2013) um tanque séptico funciona parcialmente como um digestor anaeróbio, conseqüentemente assume-se que o nitrogênio solúvel biodegradável afluente ao sistema foi completamente degradado para nitrogênio na forma amoniacal. Em virtude disso, tem-se apenas parcelas de amônia e de nitrogênio orgânico não-biodegradável no resíduo de tanque séptico.

Depois de estruturar o modelo e definir as frações para a entrada das concentrações do esgoto doméstico e do resíduo de tanque séptico, o próximo objetivo específico envolveu a avaliação do impacto do co-tratamento deste resíduo na eficiência da ETE em estudo. Essa avaliação ocorreu a partir da simulação de diferentes cenários combinando vazões do resíduo e de esgoto doméstico.

As concentrações do afluente ao sistema foram obtidas da mistura do esgoto doméstico bruto e do resíduo de tanque séptico conforme a seguinte relação:

$$C_A \cdot V_A = C_E \cdot V_E + C_R \cdot V_R$$

Onde:

$C_A$  = concentração do afluente;

$V_A$  = volume do afluente;

$C_E$  = concentração do esgoto doméstico bruto;

$V_E$  = volume do esgoto doméstico bruto;

$C_R$  = concentração do resíduo de tanque séptico;

$V_R$  = volume do resíduo de tanque séptico.

Com a manipulação dos dados de entrada foi possível verificar as concentrações a serem esperadas no esgoto tratado na saída do sistema, isto é, qual seria a repercussão nos padrões de lançamento.

Os padrões de lançamento considerados neste estudo foram os estabelecidos na Resolução Consema nº 355 (RIO GRANDE DO SUL, 2017) que determina para faixas de vazão de operação os referidos padrões para empreendimentos geradores de esgoto doméstico

no estado do Rio Grande do Sul. Na Tabela 14 estão listados os padrões de lançamento para a faixa de vazão que se enquadra a ETE em estudo (4.320 m<sup>3</sup>/dia).

Tabela 14 – Padrões de lançamento conforme Resolução Consema nº 355/2017

<b>Parâmetro</b>	<b>Padrão de lançamento (mg/L)</b>
DQO	180
DBO	60
Sólidos suspensos	60
Nitrogênio amoniacal	20

Para avaliar o impacto do co-tratamento foram modelados quatro grupos de cenários que são detalhados a seguir. Em cada grupo, considerou-se que a ETE operaria com uma vazão fixa de esgoto doméstico e foi alterada a parcela de resíduo de tanque séptico a ser recebida e tratada no sistema. As vazões fixas de esgoto doméstico foram sempre menores do que a vazão média de projeto da ETE.

Na Tabela 15 é apresentado o grupo A cuja modelagem teve uma vazão de esgoto doméstico correspondente a 25% da vazão média de projeto da ETE, valor este igual a 12,5 L/s (45 m<sup>3</sup>/h). Na tabela também consta a parcela de resíduo de tanque séptico em cada um dos cenários deste grupo. Destaca-se que a proporção do resíduo é representada com relação à vazão média de projeto da ETE (50 L/s).

Tabela 15 – Cenários correspondentes ao grupo A com vazão de esgoto doméstico correspondente a 25% da vazão média de projeto da ETE

<b>Cenários</b>	<b>Esgoto doméstico (m<sup>3</sup>/h)</b>	<b>Resíduo de tanque séptico</b>		
		<b>Proporção na vazão (%)</b>	<b>Vazão (L/s)</b>	<b>Vazão (m<sup>3</sup>/h)</b>
Cenário 1	45	1	0,5	1,8
Cenário 2		5	2,5	9
Cenário 3		10	5	18
Cenário 4		15	7,5	27

Na Tabela 16 são apresentados os dados similares, porém neste caso vinculados ao grupo B cuja modelagem teve uma vazão de esgoto correspondente a 50% da vazão média de projeto da ETE (25 L/s = 90 m<sup>3</sup>/h). Já na Tabela 17 e na Tabela 18 tem-se os dados relacionados ao grupo C e D, respectivamente, sendo o primeiro vinculado a 75% e o segundo a 90% da vazão média de projeto da ETE.

Tabela 16 – Cenários correspondentes ao grupo B com vazão de esgoto doméstico correspondente a 50% da vazão média de projeto da ETE

Cenários	Esgoto doméstico (m <sup>3</sup> /h)	Resíduo de tanque séptico		
		Proporção na vazão (%)	Vazão (L/s)	Vazão (m <sup>3</sup> /h)
Cenário 1	90	1	0,5	1,8
Cenário 2		5	2,5	9
Cenário 3		10	5	18
Cenário 4		15	7,5	27

Tabela 17 – Cenários correspondentes ao grupo C com vazão de esgoto doméstico correspondente a 75% da vazão média de projeto da ETE

Cenários	Esgoto doméstico (m <sup>3</sup> /h)	Resíduo de tanque séptico		
		Proporção na vazão (%)	Vazão (L/s)	Vazão (m <sup>3</sup> /h)
Cenário 1	135	1	0,5	1,8
Cenário 2		3	1,5	5,4
Cenário 3		5	2,5	9

Tabela 18 – Cenários correspondentes ao grupo D com vazão de esgoto doméstico correspondente a 90% da vazão média de projeto da ETE

Cenários	Esgoto doméstico (m <sup>3</sup> /h)	Resíduo de tanque séptico		
		Proporção na vazão (%)	Vazão (L/s)	Vazão (m <sup>3</sup> /h)
Cenário 1	162	1	0,5	1,8
Cenário 2		3	1,5	5,4
Cenário 3		5	2,5	9

As parcelas de resíduo de tanque séptico em cada grupo de cenários foram determinadas a partir de simulações preliminares. Nos grupos C e D foram descartados as proporções de 10 e 15% visto que a partir de 5% já foi verificada a superação dos padrões de lançamento definidos na legislação.

Em cada um dos cenários foi simulado um período de operação de seis meses de forma a obter um novo estado estacionário do sistema.

Com a simulação de cada um dos cenários foram registrados os dados de saída. Também, para cada grupo de cenários foi elaborado um gráfico resumo, representando a relação entre as diferentes proporções de resíduo de tanque séptico e os padrões de lançamento resultantes da modelagem.

Foram graficados os resultados para os parâmetros: DQO, DBO, sólidos suspensos totais e nitrogênio amoniacal. No mesmo gráfico foi inserido o padrão de lançamento definido conforme a legislação vigente.

Na bibliografia consultada encontraram-se referências de co-tratamento com esgoto doméstico no qual o resíduo de tanque séptico foi submetido a um tratamento preliminar antes de ser misturado com o esgoto doméstico.

Em virtude disso, definiu-se uma nova rodada de modelagem, sendo simulados novamente todos os grupos de cenários, porém nesta nova rodada foi considerado que o resíduo de tanque séptico passaria por um pré-tratamento. Foram incluídos mais um cenário no grupo C e no grupo D conforme apresentado na Tabela 19.

De forma semelhante a primeira simulação, também foram registrados os resultados e elaborados gráficos resumo para cada grupo de cenários para os mesmos parâmetros.

Tabela 19 – Cenários inseridos na simulação considerando pré-tratamento do resíduo

Cenários	Esgoto doméstico (m <sup>3</sup> /h)	Resíduo de tanque séptico		
		Proporção na vazão (%)	Vazão (L/s)	Vazão (m <sup>3</sup> /h)
Grupo C Cenário 4	135	12	6,0	21,6
Grupo D Cenário 4	162	8	4	14,4

Consideraram-se as contribuições de Borges (2009) que em seus estudos trabalhou com um sistema de flotação e demonstrou que este sistema é uma alternativa muito interessante quando há necessidade de reduzir a carga de DBO, de DQO e de sólidos em estações de tratamento de esgoto ou quando se deseja promover o pré-adensamento do lodo visando ao posterior desaguamento.

A autora trabalhou com um sistema piloto e empregou diferentes taxas de aplicação superficial, sendo que na Tabela 20 seguem seus principais resultados obtidos.

Considerando os resultados dos estudos desenvolvidos por Borges (2009) foram adotadas as seguintes eficiências de remoção: 21% para o nitrogênio total, 56% para DQO e 55% para sólidos suspensos. Arbitrou-se pelas eficiências vinculadas a taxa de aplicação superficial de 80 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, por entender que desta forma está se optando por uma eficiência conservadora, não sendo nenhum dos extremos dos resultados, nem a maior nem a menor das eficiências.

Tabela 20 – Eficiências de remoção obtidas por Borges (2009) para diferentes taxas de aplicação

Parâmetro	Eficiência de remoção conforme taxa de aplicação superficial (%)			
	80 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d	110 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d	140 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d	200 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d
Nitrogênio total	21,6	48,5	34,6	21,3
Sólidos totais	45,1	81,8	54,3	23,0
Sólidos suspensos totais	55,2	91,7	58,7	17,5
Óleos e graxas	54,9	81,9	72,7	31,2
DQO	56,7	89,3	41,8	15,8

Destaca-se que quando foram calculadas as concentrações do resíduo de tanque séptico após passar por um pré-tratamento utilizando as eficiências anteriormente apresentadas, considerou-se que a influência do tratamento ocorreu apenas nas parcelas particuladas, visto que o processo de flotação não atua sobre parcelas solúveis (METCALF & EDDY et al., 2006).

Os resultados das simulações foram fundamentais para o desenvolvimento do próximo objetivo específico deste trabalho que foi estimar a parcela de resíduo de tanque séptico a ser co-tratada na estação em estudo garantindo o atendimento aos padrões de lançamento.

A partir da análise dos gráficos de cada um dos grupos de cenários foi determinado qual parâmetro ultrapassou primeiramente o padrão de lançamento, sendo este considerado o fator limitante. Isso permitiu definir qual característica do resíduo compromete a eficiência do processo biológico selecionado.

Para estimar a parcela de resíduo de tanque séptico a ser co-tratada na estação em estudo com a garantia de atendimento dos padrões de lançamento foi determinada a relação entre a vazão de resíduo e a concentração obtida para o referido parâmetro. Com a análise desta relação foi estimada a folga operacional para receber o resíduo em cada grupo de cenários.

O último objetivo deste trabalho envolveu o estabelecimento de uma relação entre a parcela de resíduo de tanque séptico que poderia ser co-tratada na estação em estudo com a população equivalente que geraria essa carga. Com a definição desta relação foi possível estimar quantos habitantes poderiam ser atendidos pela manutenção/operação de seus tanques sépticos e a garantia de tratamento ambientalmente adequado.

Como mencionado na fundamentação teórica deste trabalho, o resíduo oriundo de tanque séptico é composto pelo lodo gerado nesse tipo de tratamento e por esgoto doméstico,

visto que no momento da limpeza do tanque é realizada a sucção de lodo e esgoto, formando uma mistura que neste trabalho é denominada resíduo de tanque séptico.

A produção de lodo proveniente de tanque séptico foi calculada pela relação:

$$V_{PROD} = N \cdot Lf \cdot R_{DIG}$$

Onde:

$V_{PROD}$  = volume de lodo produzido (L/dia)

$N$  = número de contribuintes

$Lf$  = contribuição de lodo fresco (L/pessoa.dia)

$R_{DIG}$  = coeficiente de redução do volume de lodo devido à digestão (adimensional)

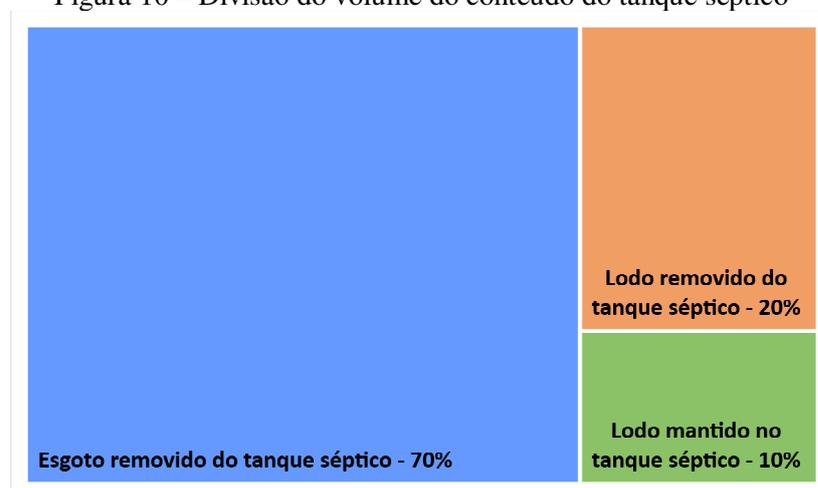
A produção de lodo fresco (flocos de lodo não digerido), de acordo com a NBR 7229 (ABNT, 1993) é de 1,00 L/pessoa.dia para esgoto tipicamente doméstico. Andreoli e Pompeo (2009) trazem que a versão anterior desta NBR, datada de 1982, recomendava um valor de  $R_{DIG}$  igual a 0,25, ou seja, o lodo digerido que se acumula na porção inferior do tanque séptico possui um volume quatro vezes menor do que o volume produzido de lodo fresco.

Foi arbitrado que a limpeza dos tanques sépticos seria realizada entre intervalos de um ano, sendo que desta forma, um contribuinte geraria 365 L de lodo fresco por ano.

Segundo Hartmann et al. (2009), a quantidade de lodo digerido para um período de um ano corresponde a aproximadamente 30% do volume total de um tanque séptico de tamanho mínimo conforme sugerido pela NBR 7229/1993. Além disso, verifica-se que na realização do esgotamento, normalmente todo o conteúdo é removido deixando-se apenas uma pequena quantidade de lodo para a continuidade da ação das bactérias na digestão de lodo.

Tendo como base as contribuições de Hartmann et al. (2009) considerou-se que o volume do conteúdo de cada tanque séptico seria dividido conforme apresentado na Figura 10.

Figura 10 – Divisão do volume do conteúdo do tanque séptico



Tendo como base o conteúdo de cada tanque séptico arbitrou-se que na realização do esgotamento seria removido todo o esgoto presente no seu interior que corresponderia a 70% do volume total do tanque séptico. Do volume restante que seria todo correspondente a lodo, seria removido 20% e mantido no tanque séptico o volume restante (10%). Seguem relações utilizadas:

$$\text{Resíduo de tanque séptico coletado} = \text{Esgoto removido do tanque séptico} + \text{Lodo removido do tanque séptico}$$

$$\text{Esgoto removido do tanque séptico} = 0,70 \cdot \text{Volume do tanque séptico}$$

$$\text{Lodo gerado no tanque séptico} = 0,30 \cdot \text{Volume do tanque séptico}$$

$$\text{Lodo removido do tanque séptico} = 0,20 \cdot \text{Volume do tanque séptico}$$

$$\text{Resíduo de tanque séptico coletado} = 0,70 \cdot \text{Volume do tanque séptico} + 0,20 \cdot \text{Volume do tanque séptico}$$

$$\text{Resíduo de tanque séptico coletado} = 0,90 \cdot \text{Volume do tanque séptico}$$

As simulações foram realizadas considerando o tratamento de uma vazão fixa de resíduo de tanque séptico durante 24 horas por dia. É inviável proceder a coleta nas residências por este mesmo período diário. Desta forma, a fim de tratar o resíduo durante 24 horas diárias, é necessário que o resíduo fosse coletado e armazenado temporariamente na ETE, sendo introduzido no sistema a uma vazão constante durante o dia.

Ressalta-se que as ETEs mais complexas, como por exemplo a considerada neste estudo com um sistema de aeração, operam de forma ininterrupta, com a presença constante de um operador. Desta forma, esta premissa está condizente com a realidade dos sistemas.

Em virtude disso, foi considerado que a coleta de resíduo de tanque séptico seria realizada por 8 horas diárias tendo como base a prestação deste serviço durante o horário comercial. Já o tratamento do resíduo ocorreria por 24 horas diárias. O serviço de coleta seria prestado apenas nos dias úteis, 52 semanas no ano e 5 dias na semana, totalizando 260 dias, mesma quantidade de dias que o resíduo seria tratado na ETE.

Foram determinadas também a quantidade de viagens necessárias para atingir a vazão diária de resíduo de tanque séptico. Previu-se que neste caso seriam utilizados caminhões limpa-fossa com capacidade de reservação de  $8\text{m}^3$  de resíduo.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

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

### 5.1 Estruturação do modelo ASM1 ao sistema de lodos ativados

Conforme descrito no capítulo anterior (Materiais e métodos), inicialmente realizou-se a estruturação do modelo matemático ASM1 ao sistema de lodos ativados da ETE deste estudo. Incorporou-se no modelo: a entrada do esgoto bruto, o sistema de lodos ativados composto pela câmara anóxica, tanque de aeração e o decantador secundário, a saída do esgoto tratado e o descarte de lodo a partir do decantador secundário.

A inclusão destas estruturas permitiu avaliar os efeitos na degradação da matéria orgânica e nos processos de nitrificação e desnitrificação que ocorrem no processo de lodos ativados.

Para a calibração e validação do modelo, assim como todas as demais simulações realizou-se o fracionamento do esgoto doméstico. Foram utilizadas as relações descritas nos materiais e métodos e na Tabela 21 é apresentado o resultado deste fracionamento.

Tabela 21 – Resultado do fracionamento da DQO e do nitrogênio total do esgoto doméstico para o modelo ASM1

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor (mg/L)</b>
DQO não-biodegradável solúvel (DQOnbs)	30
DQO biodegradável solúvel (DQObs)	154
DQO biodegradável particulada (DQObp)	166
DQO não-biodegradável particulada (DQOnbp)	50
Amônia	40
Nitrogênio orgânico solúvel (NOs)	9,2
Nitrogênio orgânico particulado (NOP)	20,8
Nitrogênio orgânico não-biodegradável solúvel (NONbs)	2,1
Nitrogênio orgânico não-biodegradável particulado (NONbp)	6,7
Nitrito/nitrato	0,3

Para a calibração do modelo inicialmente foram utilizados os valores dos coeficientes estequiométricos e dos parâmetros cinéticos, bem como do decantador secundário apresentados na Tabela 22 que são os valores padrão do modelo (*default*).

Tabela 22 – Coeficientes estequiométricos e parâmetros cinéticos e do decantador utilizados na calibração

(continua)

<b>Símbolo</b>	<b>Nome</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidade</b>
$Y_A$	Rendimento autotrófico (massa celular formada DQO/DQO oxidada)	0,24	mg DQO/mg N
$Y_H$	Rendimento heterotrófico (massa celular formada DQO/DQO oxidada)	0,67	mg DQO/mg DQO
$f_p$	Fração de biomassa que resulta em produtos particulados	0,08	mg DQO/mg DQO
$i_{XB}$	Massa N / massa DQO na biomassa	0,086	mg N/mg DQO
$i_{XP}$	Massa N / massa em DQO de produto de biomassa	0,06	mg N/mg DQO
$\mu_H$	Máxima taxa de crescimento específico da biomassa heterotrófica	0,1768	$h^{-1}$
$b_H$	Taxa de decaimento da biomassa heterotrófica	0,0147	$h^{-1}$
$K_S$	Coeficiente de saturação para organismos heterotróficos	20	mg DQO/L
$K_{O,H}$	Coeficiente de saturação de oxigênio para organismos heterotróficos	0,2	mg $O_2$ /L
$K_{NO}$	Coeficiente de saturação de nitrato para heterotróficos	0,5	mg N/L
$\mu_A$	Máxima taxa de crescimento específico da biomassa autotrófica	0,0207	$h^{-1}$
$b_A$	Taxa de decaimento da biomassa autotrófica	0,0036	$h^{-1}$
$K_{O,A}$	Coeficiente de saturação de oxigênio para organismos autotróficos	0,4	mg $O_2$ /L
$K_{NH}$	Coeficiente de saturação de amônia para organismos autotróficos	1,0	mg N/L
$K_a$	Taxa específica de amonificação	0,0024	$h^{-1}$
$K_h$	Máxima taxa específica de hidrólise	0,0722	$h^{-1}$
$K_X$	Coeficiente de saturação para substrato lentamente biodegradável	0,0173	Adimensional
$\eta_g$	Fator de correção para $\mu_H$ sob condições anóxicas	0,8	Adimensional

Tabela 21 – Coeficientes estequiométricos e parâmetros cinéticos e do decantador utilizados na calibração

			(conclusão)
$\eta_h$	Fator de correção para hidrólise sob condições anóxicas	0,4	Adimensional
Decantador secundário	Velocidade de sedimentação da interface	9,15	m/h
	Máxima velocidade de sedimentação	8	m/h
	Parâmetro de sedimentação zonal	0,00058	L/mg
	Parâmetro de clarificação	0,029	L/mg
	Início da floculação	350	mg/L
	Parcela não sedimentável	0,001	Adimensional

No processo de calibração verificou-se a necessidade de alterar alguns dos valores apresentados na Tabela 22 a fim de que as concentrações dos parâmetros no efluente tratado ficassem dentro da faixa de eficiência previstas no projeto. Na Tabela 23 constam os coeficientes estequiométricos e os parâmetros cinéticos e do decantador que foram alterados como resultado do processo de calibração.

Tabela 23 – Coeficientes estequiométricos e parâmetros cinéticos e de decantação alterados na calibração

<b>Símbolo</b>	<b>Nome</b>	<b>Valor alterado</b>	<b>Unidade</b>
$Y_A$	Rendimento autotrófico (massa celular formada DQO/DQO oxidada)	0,28	mg DQO/mg N
$i_{XP}$	Massa N / massa em DQO de produto de biomassa	0,1	mg N/mg DQO
$b_H$	Taxa de decaimento da biomassa heterotrófica	0,001	$h^{-1}$
$b_A$	Taxa de decaimento da biomassa autotrófica	0,0043	$h^{-1}$
$K_a$	Taxa específica de amonificação	0,0013	$h^{-1}$
$\eta_g$	Fator de correção para $\mu_H$ sob condições anóxicas	1	Adimensional
Decantador secundário	Velocidade de sedimentação da interface	7,57	m/h
	Máxima velocidade de sedimentação	7,57	m/h
	Parâmetro de sedimentação zonal	0,00036	L/mg
	Parâmetro de clarificação	0,018	L/mg

Essas alterações repercutiram em mudanças nas concentrações de alguns parâmetros no efluente final tratado. Com relação aos valores vinculados ao decantador secundário, a

alteração do parâmetro de clarificação de 0,029 para 0,018 repercutiu na redução das concentrações de DBO, DQO e sólidos suspensos totais.

Já a alteração dos outros três parâmetros do decantador secundário (velocidade de sedimentação da interface, máxima velocidade de sedimentação e o parâmetro de sedimentação zonal) resultaram também na redução dos mesmos parâmetros, além da redução de nitrogênio amoniacal e de uma pequena redução da concentração de amônia (quatro centésimos).

Com a alteração do valor de  $Y_A$  de 0,24 para 0,28 verificou-se no efluente tratado uma redução da concentração de nitrato e nitrogênio total e um aumento da de amônia, já DBO, DQO e sólidos suspensos totais tiveram um pequeno aumento.

O valor de  $b_A$  definido foi 0,0043 sendo que inicialmente era 0,0036. Essa alteração repercutiu no aumento da concentração de amônia e nitrogênio total e na redução no valor do nitrato.

Definiu-se a redução do valor de  $K_a$  de 0,0024 para 0,0013, resultando na diminuição da concentração de nitrato e aumento da de nitrogênio total, além de uma elevação de dois centésimos na concentração de DQO. Já a alteração de  $\eta_g$  de 0,8 para 1,0 ocasionou a redução tanto da concentração de nitrato como de nitrogênio total.

A alteração do valor de  $i_{XP}$  de 0,06 para 0,1 ocasionou a redução da concentração de nitratos e nitrogênio total e pequeno aumento da DBO e DQO na ordem de 4 centésimos. Já a mudança de 0,0147 para 0,001 para o parâmetro  $b_H$  provocou um pequeno aumento das concentrações de DBO, DQO, sólidos suspensos totais e amônia e redução da concentração de nitrato e nitrogênio total. A concentração de DQO, por exemplo, aumentou 1,4 mg/L.

Seria esperado que com um valor de  $b_H$  mais baixo, fosse verificado o aumento da biomassa no reator e conseqüentemente redução das concentrações de DBO e DQO. Como mencionado anteriormente, o processo de decaimento da biomassa heterotrófica inclui diversos mecanismos como respiração endógena, morte, predação e lise e resulta na conversão da biomassa em substrato lentamente biodegradável ( $X_S$ ) e produtos particulados originados pelo decaimento da biomassa ( $X_P$ ).

Além disso, conforme Pombo (2010), o decaimento da biomassa heterotrófica é modelado como o resultado da transformação de substrato lentamente biodegradável ( $X_S$ ) em substrato solúvel que volta a ser hidrolisado e é utilizado para o crescimento de novas células. Possivelmente com a redução do parâmetro  $b_H$ , o modelo entende que há uma redução do substrato lentamente biodegradável e por conseqüência uma redução do substrato a ser

utilizado no crescimento de novas células, resultando num pequeno acréscimo de alguns parâmetros, como DQO.

Os valores dos parâmetros bH e Ka ficaram um pouco fora de suas faixas usuais conforme consta em bibliografia, 0,0021-0,067 e 0,0017-0,0033, respectivamente. Apesar disto, optou-se por utilizar os valores resultantes da calibração visto que com o uso dos mesmos obteve-se a eficiência esperada para o sistema de lodos ativados.

Na Tabela 24 segue o resultado do processo de calibração, sendo apresentadas a concentração do efluente tratado para os parâmetros DBO, DQO, amônia e sólidos suspensos totais, assim como as eficiências obtidas. Seguem também os valores teóricos esperados para cada um dos parâmetros.

Conforme os dados apresentados na Tabela 24 constata-se que todas as eficiências obtidas no processo de calibração ficaram dentro das faixas previstas no projeto que está em consonância a valores constantes na bibliografia.

Tabela 24 – Resultado da calibração e valores esperados para o efluente tratado

Parâmetro	Calibração		Valores teóricos esperados	
	Concentração (mg/L)	Eficiência (%)	Concentração (mg/L)	Eficiência (%)
DBO	12,77	93,62	5-15	Entre 85 a 95
DQO	46,63	88,34	20-40	Entre 85 a 90
Amônia	3,31	91,73	0,7-3,0	Entre 85 a 95
Sólidos suspensos totais	13,79	93,11	5-20	Entre 85 a 95

As concentrações de DQO e amônia ficaram um pouco acima da concentração teórica, porém como mencionado foi atendida a eficiência esperada para o processo.

## 5.2 Caracterização do resíduo de tanque séptico e compatibilização ao modelo ASM1

Com relação ao resíduo de tanque séptico, as concentrações de seus principais parâmetros foram determinadas a partir da série com 188 análises físicas e químicas que foi disponibilizado pela prestadora de serviços de saneamento.

A primeira etapa envolveu a verificação das inconsistências da série, sendo desconsideradas 56 análises pelos motivos listados a seguir:

- a) 7 análises desconsideradas porque a DBO da amostra era inferior a 60 mg/L;
- b) 3 análises desconsideradas porque a DBO da amostra não havia sido analisada;

- c) 20 análises desconsideradas porque a DQO da amostra era acima de 30.000 mg/L;
- d) 21 análises desconsideradas porque o N amoniacal da amostra era acima de 200 mg/L;
- e) 3 análises desconsideradas porque o N amoniacal da amostra era abaixo de 5 mg/L;
- f) 2 análises foram desconsideradas porque o fósforo total da amostra era inferior a 2 mg/L.

Após a supressão das análises julgadas com presença de inconsistência, teve-se como resultado uma série com 132 análises. Na Tabela 25 segue a caracterização do resíduo de tanque séptico, sendo identificados os valores mínimos, médios, máximos e o desvio padrão da série. Os valores médios foram considerados neste trabalho como a caracterização padrão do resíduo de tanque séptico, sendo desta forma, os valores utilizados nas simulações.

O desvio padrão indica a medida de dispersão dos valores de uma série em torno da sua média. Um baixo desvio padrão significa que os dados tendem a estarem próximos da média, já um alto desvio padrão que os dados estão espalhados por uma ampla gama de valores.

Tabela 25 – Caracterização do resíduo de tanque séptico

<b>Parâmetro</b>	<b>Mínimo (mg/L)</b>	<b>Médio (mg/L)</b>	<b>Máximo (mg/L)</b>	<b>Desvio padrão</b>
DBO	75	<b>1.755</b>	8.663	1.963
DQO	146	<b>6.523</b>	29.014	7.026
N amoniacal	12	<b>88</b>	200	47
Fósforo total	2,4	<b>42</b>	250	48
Sólidos suspensos totais	74	<b>6.746</b>	47.840	10.474
Sólidos suspensos voláteis	40	<b>4.460</b>	27.100	6.323
Sólidos suspensos fixos	12	<b>3.314</b>	27.420	5.881

O alto desvio padrão, assim como o grande intervalo entre o valor mínimo e o valor máximo mostram a grande variabilidade das características do resíduo de tanque séptico. Estes resultados estão condizentes com os dados sistematizados que estão apresentados na Tabela 4 deste estudo. Além disso, estão em consonância com as contribuições de Leite, Ingunza e Andreoli (2006) que verificaram uma grande dispersão das características físicas, químicas e microbiológicas deste tipo de resíduo.

Os valores apresentados na Tabela 25 também corroboram os estudos de Gonçalves (2008) que afirmou que esse tipo de resíduo apresenta variações de composição que vão desde características de esgotos domésticos até características de lodos. Além disso, os resultados

obtidos estão em consonância com os dados extraídos de referências bibliográficas nacionais referentes à caracterização de resíduos de tanques sépticos apresentados na Tabela 4.

De forma semelhante ao esgoto sanitário, o resíduo de tanque séptico também foi fragmentado conforme os requisitos do modelo ASM1, sendo que na Tabela 26 segue o resultado deste fracionamento.

Alinhado com as contribuições de Montangero e Belevi (2007 apud DANGOL, 2013) não há concentração de nitrogênio orgânico biodegradável no resíduo de tanque séptico. Conforme os autores, um tanque séptico funciona parcialmente como um digestor anaeróbio, em virtude disso, assume-se que o nitrogênio solúvel biodegradável afluente foi completamente degradado para nitrogênio na forma amoniacal.

Tabela 26 – Fracionamento da DQO e do nitrogênio total do resíduo de tanque séptico para o modelo ASM1

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor (mg/L)</b>
DQO não-biodegradável solúvel (DQOnbs)	334
DQO biodegradável solúvel (DQObs)	103
DQO biodegradável particulada (DQObp)	1.961
DQO não-biodegradável particulada (DQOnbp)	4.124
Amônia	88
Nitrogênio orgânico solúvel (NOs)	258
Nitrogênio orgânico particulado (NOp)	6
Nitrogênio orgânico não-biodegradável solúvel (NOnbs)	258
Nitrogênio orgânico não-biodegradável particulado (NOnbp)	6
Nitrito/nitrato	0

### 5.3 Simulação do co-tratamento de esgoto doméstico e resíduo de tanque séptico

Conforme anteriormente descrito, foram determinados o fracionamento dos afluentes (esgoto doméstico e resíduo de tanque séptico), os parâmetros cinéticos, os coeficientes estequiométricos e os parâmetros do decantador secundário que em consonância aos parâmetros operacionais, atenderam aos requisitos para a realização de todas as simulações.

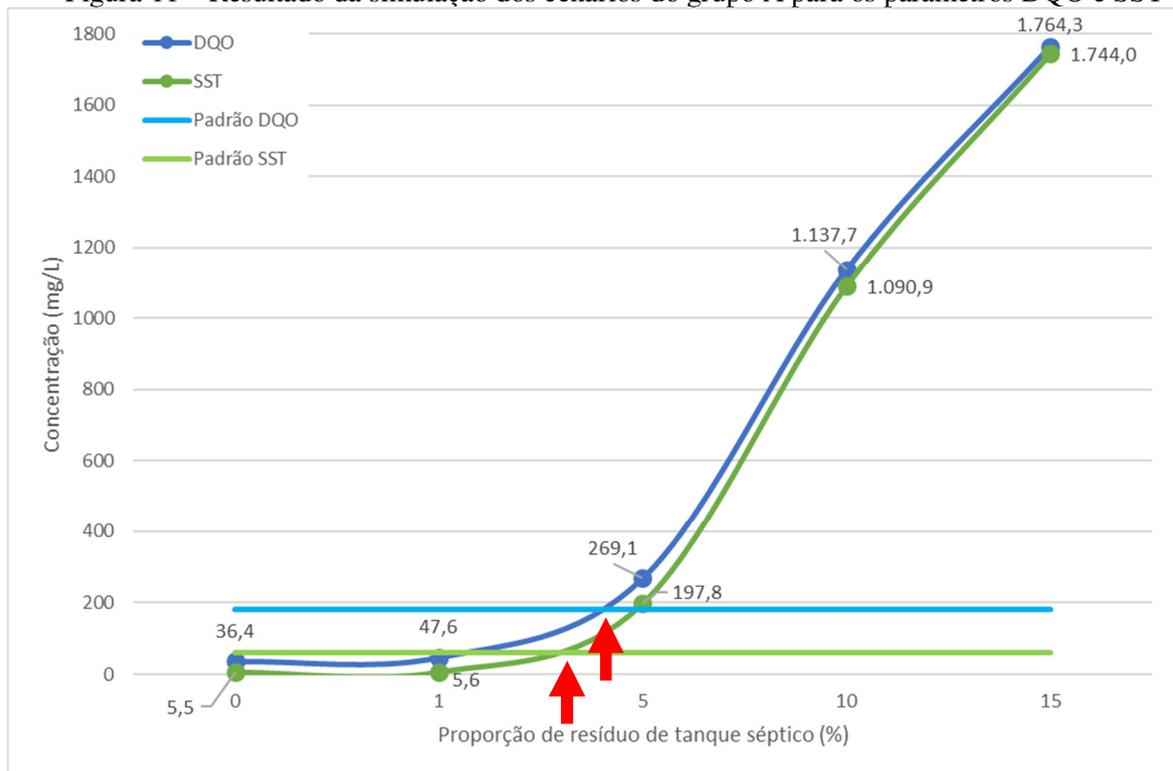
No Apêndice A seguem as concentrações do afluente que foram utilizadas nas simulações obtidas pela mistura do esgoto doméstico e do resíduo de tanque séptico considerando as proporções estabelecidas para cada cenário.

Os resultados das simulações são apresentados a seguir para cada grupo de cenários, sendo um gráfico com os resultados de DQO e sólidos suspensos totais e em outro gráfico para os resultados dos parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal, assim como os padrões de lançamento definidos na legislação para cada um dos parâmetros.

Os valores obtidos em cada simulação são representados pelos pontos nos gráficos e foi realizado a sua conexão através de linhas com curvaturas suaves. Em cada um dos gráficos foram marcados os pontos onde a concentração de cada parâmetro ultrapassa o padrão de lançamento definido pela legislação.

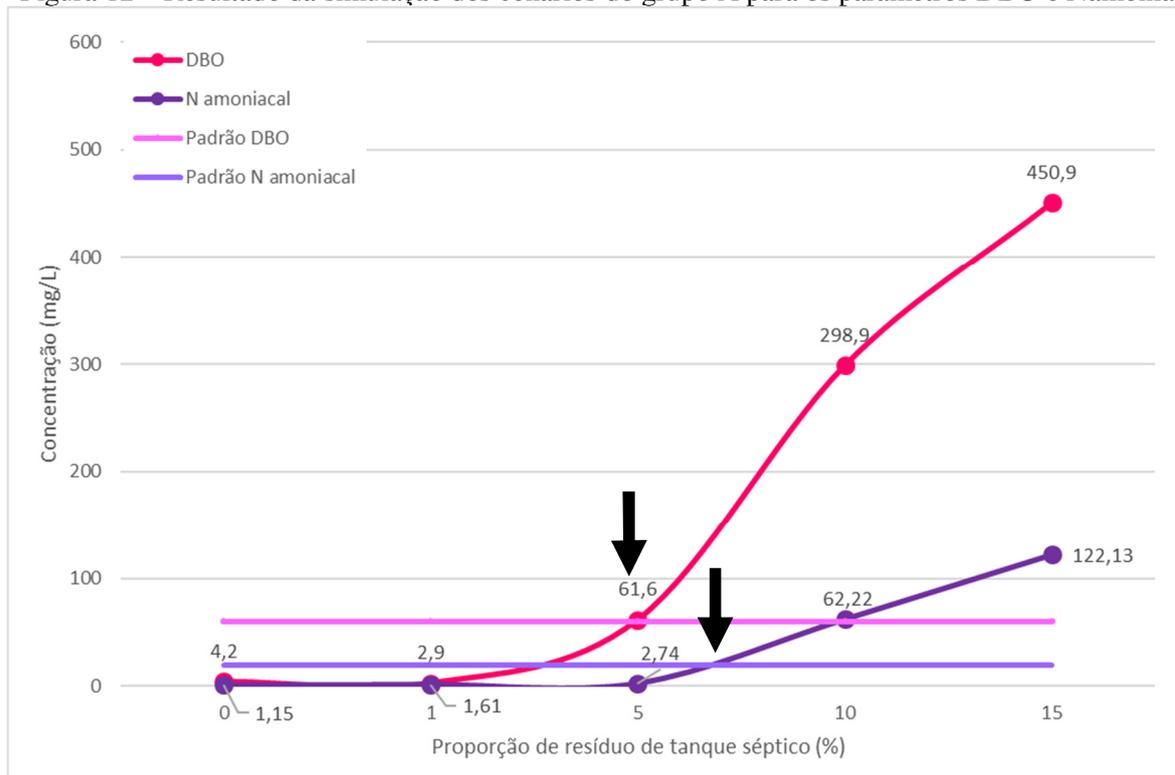
Na Figura 11 é apresentado o resultado da simulação do grupo A para os parâmetros DQO e sólidos suspensos totais e na Figura 12 para os parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal. No grupo de cenários A considerou-se que a ETE recebia uma vazão de esgoto doméstico correspondente a 25% da vazão média de projeto ( $45 \text{ m}^3/\text{h}$ ).

Figura 11 – Resultado da simulação dos cenários do grupo A para os parâmetros DQO e SST



Verifica-se que no grupo de cenários A, os parâmetros DQO e sólidos suspensos totais ultrapassam o padrão de lançamento quando a proporção de resíduo de tanque séptico é entre 1 a 5%. Já para o parâmetro DBO, o padrão de lançamento é ultrapassado quando tem-se um pouco menos de 5% de resíduo de tanque séptico, e para nitrogênio amoniacal o padrão de lançamento é superado quando a proporção é entre 5 e 10%.

Figura 12 – Resultado da simulação dos cenários do grupo A para os parâmetros DBO e N amoniacal



Realizando a comparação entre os parâmetros deste cenário, constata-se que o primeiro parâmetro a superar o padrão de lançamento exigido pela legislação é sólidos suspensos totais.

Os resultados da simulação do grupo B, no qual foi considerado que a ETE recebia uma vazão de esgoto doméstico correspondente a 50% da vazão média de projeto (90 m<sup>3</sup>/h), são apresentados na Figura 13 referentes aos parâmetros DQO e sólidos suspensos totais e na Figura 14 para os parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal.

No grupo de cenários B, os parâmetros DQO, sólidos suspensos totais e DBO superaram o padrão de lançamento quando a proporção de resíduo de tanque séptico é entre 1 a 5%, de forma semelhante ao observado no grupo A.

Figura 13 – Resultado da simulação dos cenários do grupo B para os parâmetros DQO e SST

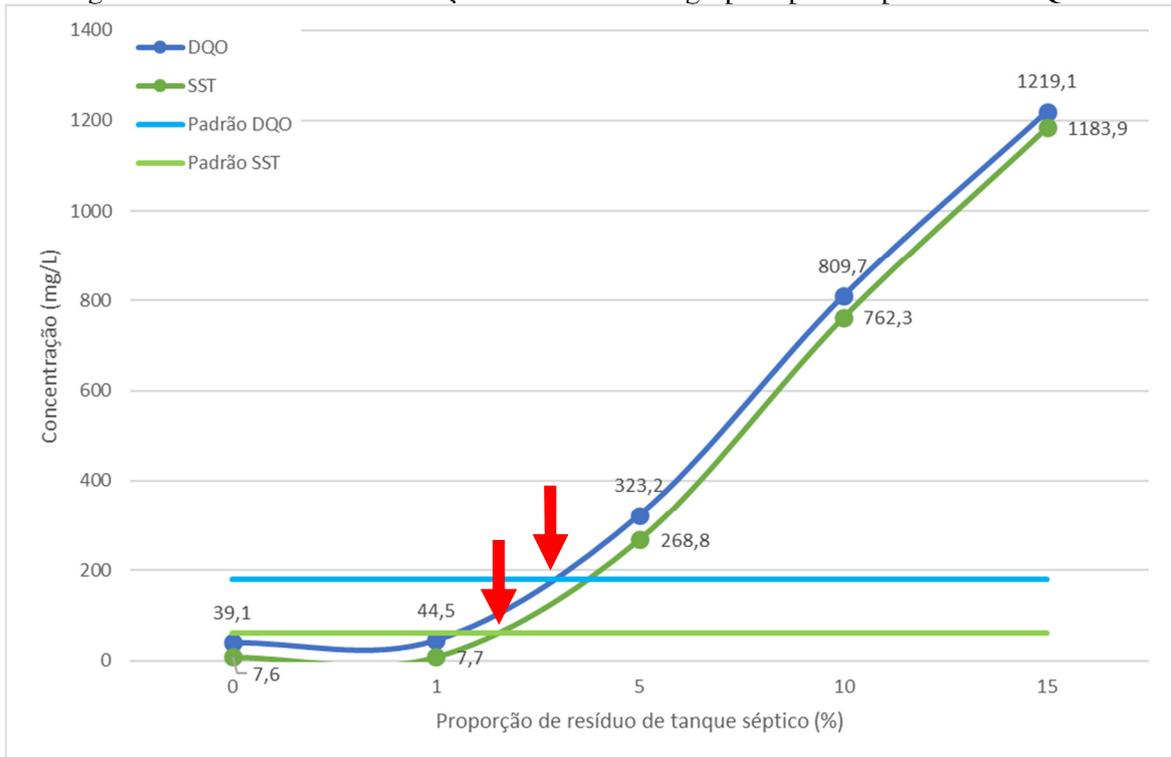
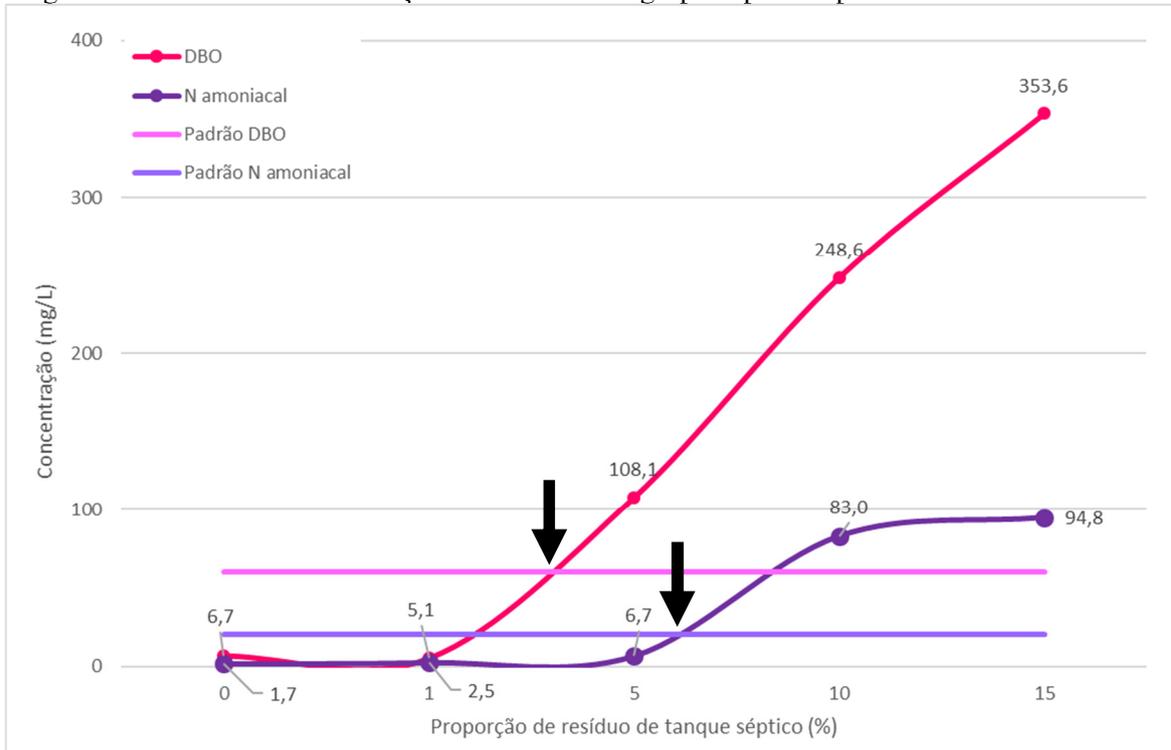


Figura 14 – Resultado da simulação dos cenários do grupo B para os parâmetros DBO e N amoniacal



Com relação ao parâmetro nitrogênio amoniacal, o padrão de lançamento é ultrapassado quando se trata entre 5 a 10% de resíduo de tanque séptico. Comparando os

resultados deste cenário, verifica-se que o primeiro parâmetro a superar o padrão de lançamento é sólidos suspensos totais.

Já comparando aos resultados do grupo A, percebe-se que o padrão de lançamento foi superado com uma parcela menor de resíduo de tanque séptico. Do grupo de cenários A para o grupo B há uma redução da folga operacional da ETE com o tratamento de 45 m<sup>3</sup>/h e 90 m<sup>3</sup>/h de esgoto doméstico, respectivamente. Com a redução da folga operacional, há consequentemente a diminuição da capacidade de tratamento de resíduo de tanque séptico.

Na Figura 15 é apresentado o resultado da simulação do grupo C para os parâmetros DQO e sólidos suspensos totais e na Figura 16 para os parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal. No grupo de cenários C considerou-se que a ETE recebia uma vazão de esgoto doméstico correspondente a 75% da vazão média de projeto (135 m<sup>3</sup>/h).

Comparando os resultados deste cenário, verifica-se que o primeiro parâmetro a ultrapassar o padrão de lançamento é sólidos suspensos totais. No grupo de cenários C, os parâmetros DQO, sólidos suspensos totais e DBO superaram o padrão de lançamento quando a proporção de resíduo de tanque séptico é entre 1 a 3%. Neste caso, os parâmetros DBO e DQO se aproximaram do limite quando a proporção era mais próxima a 3%.

Figura 15 – Resultado da simulação dos cenários do grupo C para os parâmetros DQO e SST

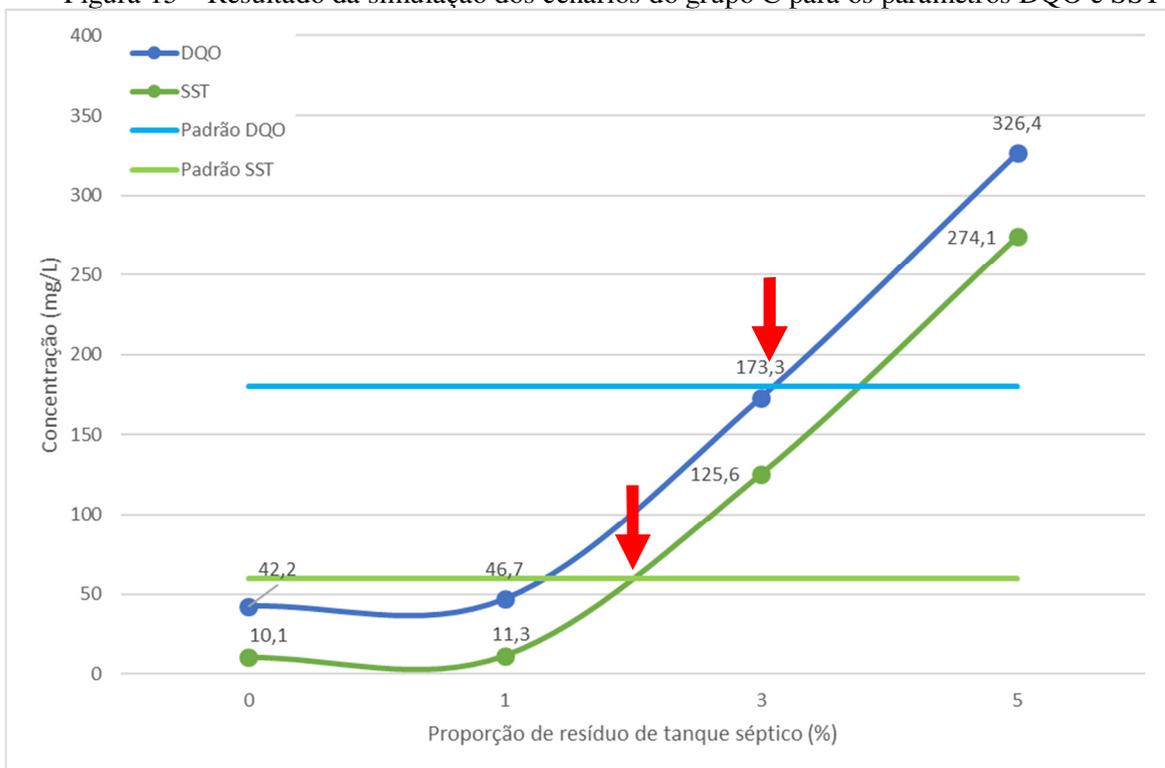
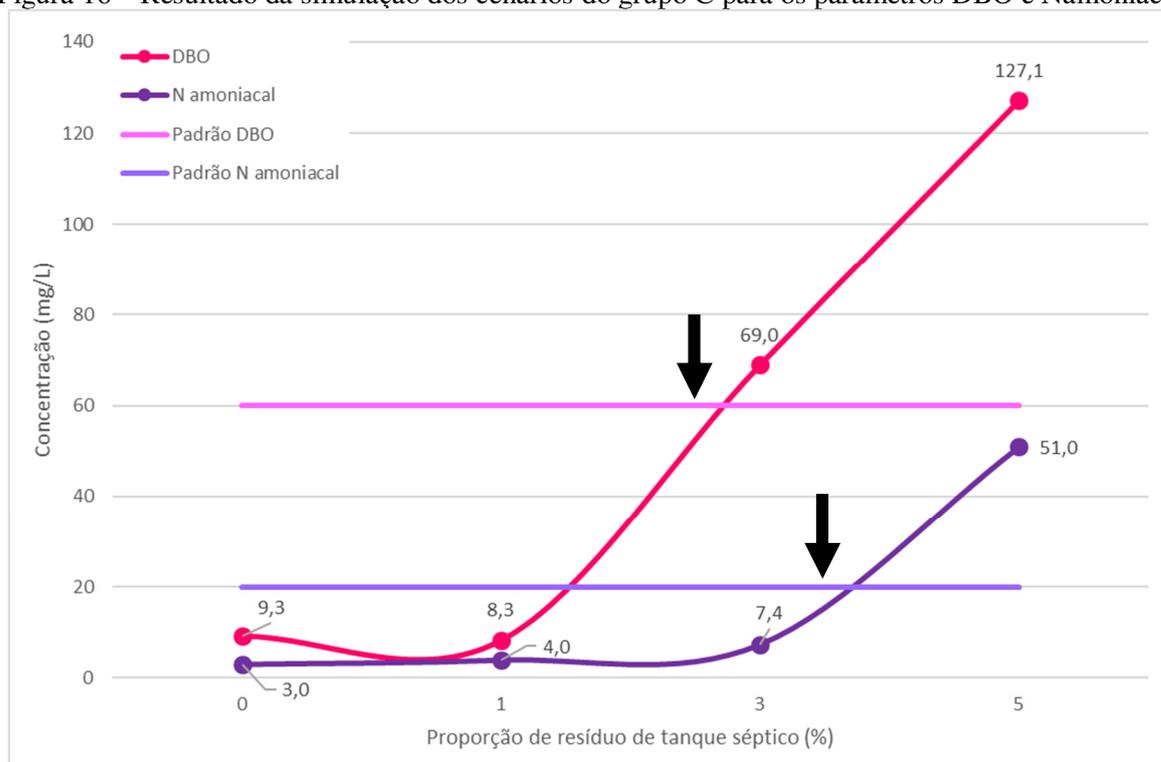


Figura 16 – Resultado da simulação dos cenários do grupo C para os parâmetros DBO e N amoniacal



Para o parâmetro nitrogênio amoniacal, o padrão de lançamento foi ultrapassado quando a proporção de resíduo séptico era entre 3 a 5% de resíduo de tanque séptico. Comparando aos Grupos A e B, os padrões de lançamento de todos os parâmetros foram superados com parcelas menores de resíduo.

Os resultados da simulação do grupo D, no qual foi considerado que a ETE recebia uma vazão de esgoto doméstico correspondente a 90% da vazão média de projeto (162 m<sup>3</sup>/h), são apresentados na Figura 17 referentes aos parâmetros DQO e sólidos suspensos totais e na Figura 18 para os parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal.

Observa-se que no grupo de cenários D, os quatro parâmetros ultrapassam o padrão de lançamento quando a proporção de resíduo de tanque séptico é entre 1 a 3%. Neste caso, DQO se aproximou do limite imposto pelo padrão de lançamento quando a proporção era mais próxima de 3%. Realizando a comparação entre os parâmetros deste cenário, constata-se que o primeiro parâmetro a superar o padrão de lançamento exigido pela legislação é sólidos suspensos totais.

Verifica-se que nos quatro grupos de cenários, o parâmetro sólidos suspensos totais foi o que primeiro que superou o padrão de lançamento definido por legislação, portanto, é considerado o parâmetro limitante neste processo.

Figura 17 – Resultado da simulação dos cenários do grupo D para os parâmetros DQO e SST

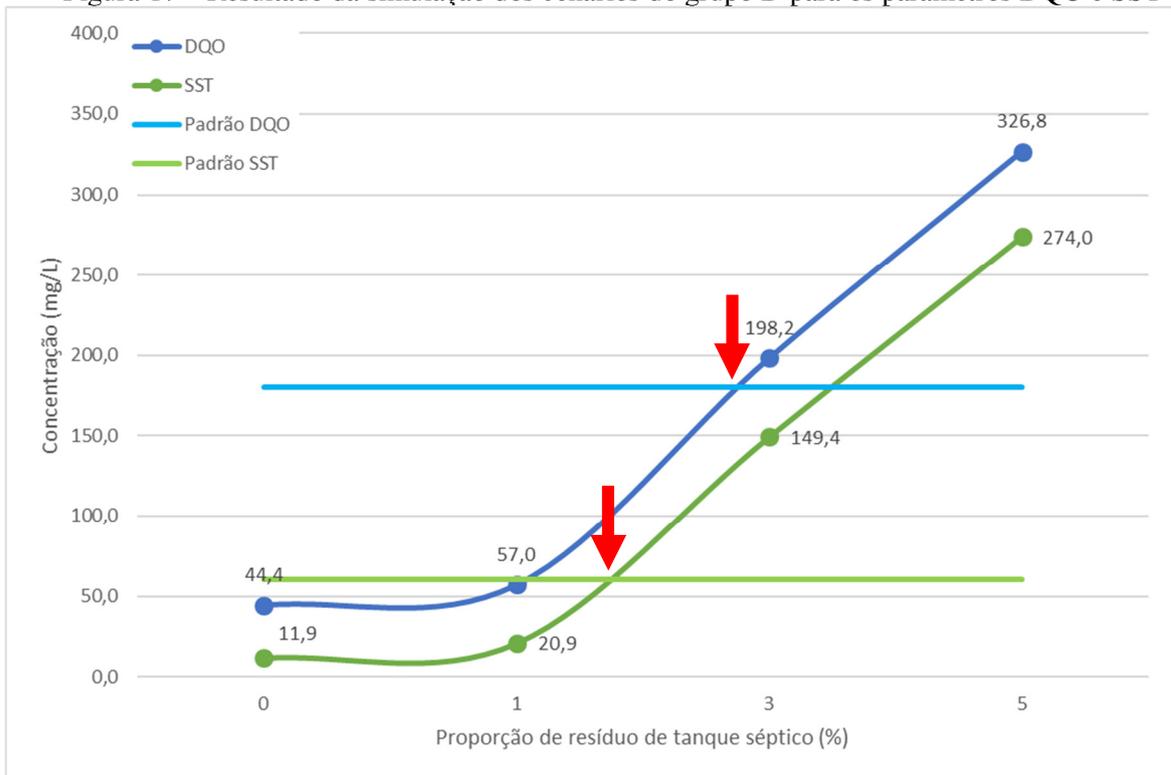
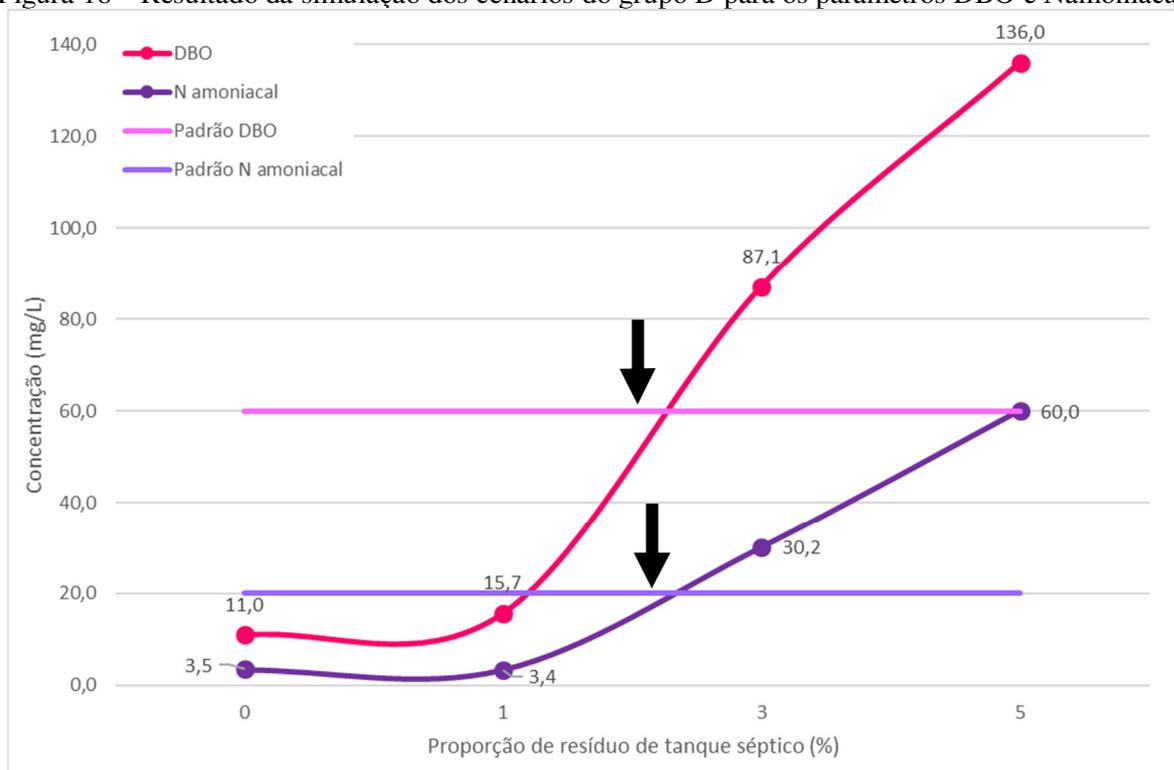


Figura 18 – Resultado da simulação dos cenários do grupo D para os parâmetros DBO e N amoniacal



Analisando as concentrações de sólidos suspensos totais no esgoto doméstico e no resíduo de tanque séptico, 200 mg/L e 6.746 mg/L, respectivamente, constata-se que a

concentração no resíduo é muito superior à verificada no esgoto, neste caso é 34 vezes superior.

Em virtude disso, mesmo havendo o co-tratamento de resíduo em proporções inferiores à de esgoto doméstico, a concentração de sólidos suspensos totais do resíduo tem maior influência, conforme verifica-se no Apêndice A que traz as concentrações dos afluentes utilizadas nas simulações obtidas pela mistura dos dois resíduos.

A partir das informações apresentadas anteriormente foram representados, para cada grupo de cenários e tendo como base o parâmetro limitante, os pontos que relacionam a parcela de resíduo de tanque séptico recebida com a concentração de sólidos suspensos totais no efluente tratado.

Foi realizada a interpolação dos dados e determinados a equação e o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) para cada grupo de cenários. Optou-se por utilizar equações do mesmo tipo a fim de que, tendo a mesma base, permitir uma melhor comparação dos dados.

A partir de cada equação foi determinada a parcela máxima a ser co-tratada em cada grupo de cenários atendendo ao padrão de lançamento para o parâmetro sólidos suspensos totais (SST = 60 mg/L).

Na Figura 19 é apresentada a relação entre a concentração de sólidos suspensos totais e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do grupo A, assim como a equação resultante da interpolação dos pontos. Na Figura 20 são representadas as mesmas informações para os cenários do grupo B.

Figura 19 – Relação entre a concentração de SST no efluente tratado e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do grupo A

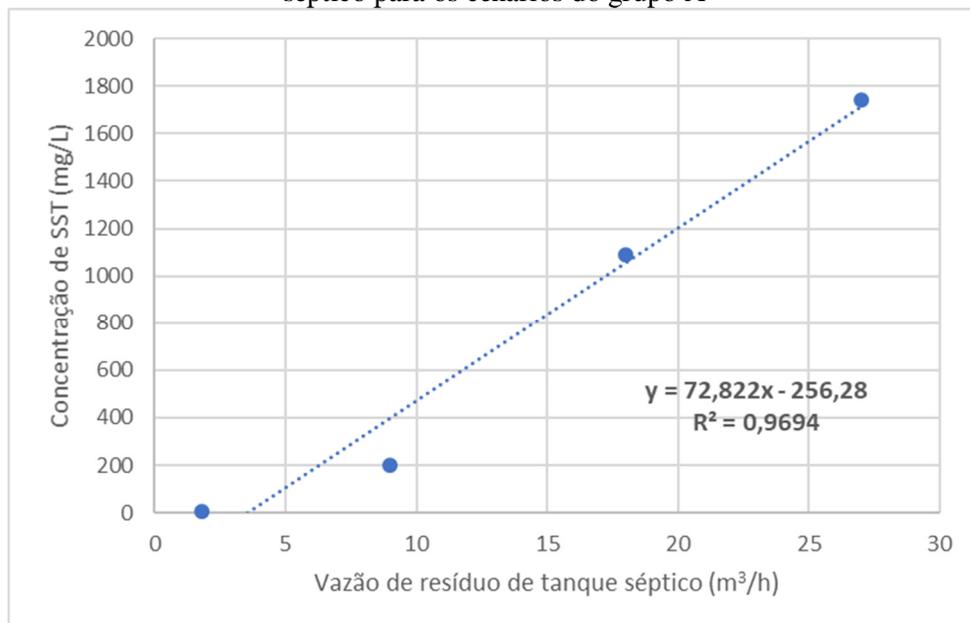
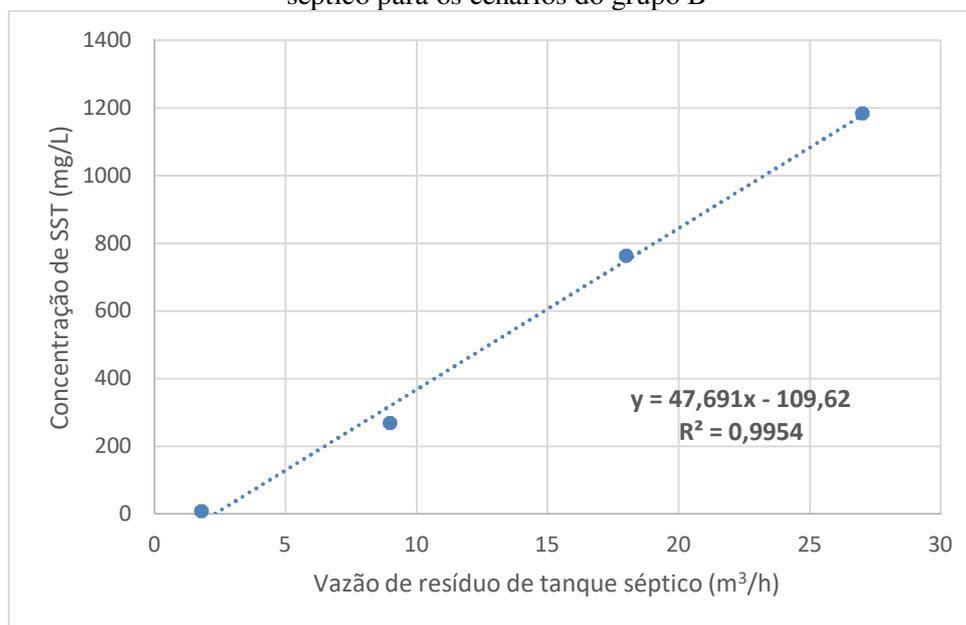


Figura 20 – Relação entre a concentração de SST no efluente tratado e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do grupo B



Para o grupo A e grupo B, equações do tipo polinomial de segundo grau com o coeficiente  $a < 0$  tinham coeficientes de determinação maiores do que os das equações apresentadas anteriormente, 0,9809 e 0,9967, respectivamente. Verifica-se que matematicamente, as equações de segundo grau se ajustariam melhor aos valores obtidos. Porém, neste tipo de equação as variáveis são diretamente proporcionais e depois de um valor máximo tornam-se inversamente proporcionais.

Os resultados das simulações demonstram que com o aumento da parcela de resíduo de tanque séptico, as concentrações de sólidos suspensos totais também aumentam, demonstrando que são diretamente proporcionais. Em virtude disso, apesar das equações de segundo grau se ajustarem melhor matematicamente com os dados, acabam não representando o comportamento da relação do co-tratamento de esgoto doméstico e de resíduo de tanque séptico.

Na Figura 21 e Figura 22 são apresentadas as relações entre a concentração de sólidos suspensos totais e a vazão de resíduo de tanque séptico, respectivamente, para os cenários dos grupos C e D. Nas duas figuras são apresentadas as equações resultantes da interpolação dos dados.

Figura 21 – Relação entre a concentração de SST no efluente tratado e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do grupo C

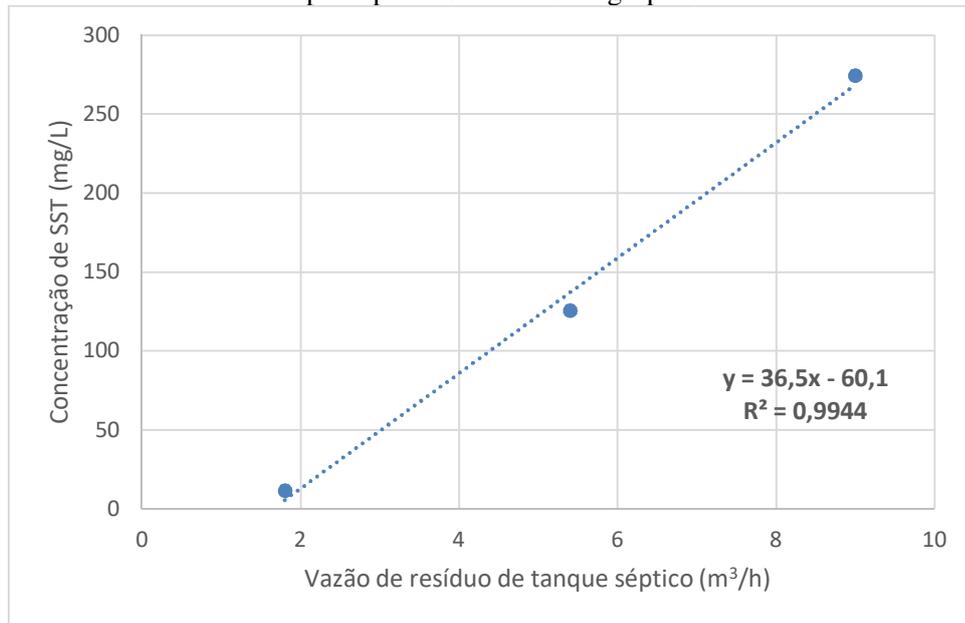
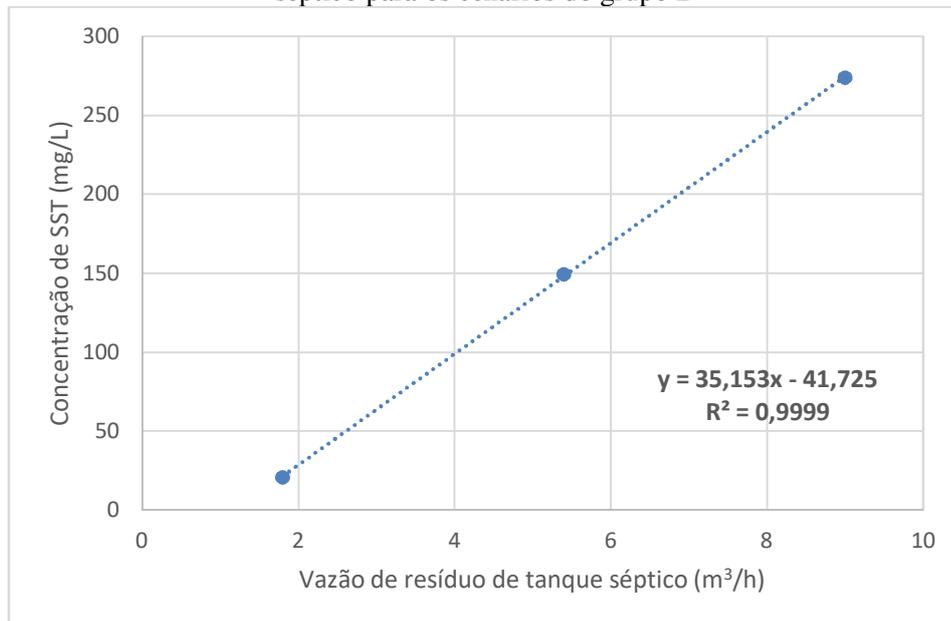


Figura 22 – Relação entre a concentração de SST no efluente tratado e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do grupo D



Na Tabela 27 são apresentados os resultados dos cálculos das equações apresentadas anteriormente para cada cenário determinando a vazão de resíduo de tanque séptico a ser recebida para manter o padrão de lançamento. Segue também a proporção que a vazão de resíduo de tanque séptico representa em relação à vazão média de projeto da ETE (50 L/s).

Tabela 27 – Parcela de resíduo de tanque séptico a ser recebida em cada grupo de cenários com o atendimento aos padrões de lançamento definidos na legislação

<b>Grupo de Cenário</b>	<b>Vazão de esgoto doméstico (m<sup>3</sup>/h)</b>	<b>Vazão de resíduo de tanque séptico a receber (m<sup>3</sup>/h)</b>	<b>Proporção na vazão (%)</b>
Grupo A	45	4,3	2,4
Grupo B	90	3,6	2,0
Grupo C	135	3,3	1,8
Grupo D	162	2,9	1,6

Pelos dados apresentados na tabela, é possível concluir que conforme a ETE passa a tratar mais esgoto doméstico e conseqüentemente diminui sua folga operacional, reduziria também a quantidade de resíduo de tanque séptico que a mesma poderia tratar e ainda assim manter os padrões de lançamento definidos na legislação.

Complementarmente aos objetivos deste trabalho, a partir da sistematização dos dados de saída procedeu-se a análise das parcelas do efluente tratado quanto aos parâmetros DQO e DBO. Na Figura 23 é apresentado o percentual das frações da DQO total no efluente tratado conforme o fracionamento utilizado no modelo ASM1. A DQO total é fracionada em DQO biodegradável solúvel, DQO não-biodegradável solúvel, DQO biodegradável particulada e DQO não-biodegradável particulada.

Pela observação dos gráficos apresentados, constata-se que a DQO biodegradável solúvel é a parcela menos representativa em todos os cenários, visto que a mesma é praticamente toda degradada no processo.

Verifica-se também que em todos os grupos simulados, nos primeiros cenários a parcela da DQO biodegradável solúvel sempre é a parcela mais expressiva, porém com o aumento da vazão de resíduo de tanque séptico percebe-se o aumento da representatividade das parcelas de DQO particuladas, tanto a biodegradável como a não-biodegradável. No último cenário simulado em todos os grupos, a maior parcela é sempre de DQO particulada não-biodegradável.

Na Figura 24 é apresentado o percentual da DBO no efluente tratado em cada grupo de cenários conforme o fracionamento utilizado no modelo ASM1. A DBO é fracionada em parcela particulada e parcela solúvel.

Figura 23 – Percentual das frações da DQO total no efluente tratado em cada cenário simulado

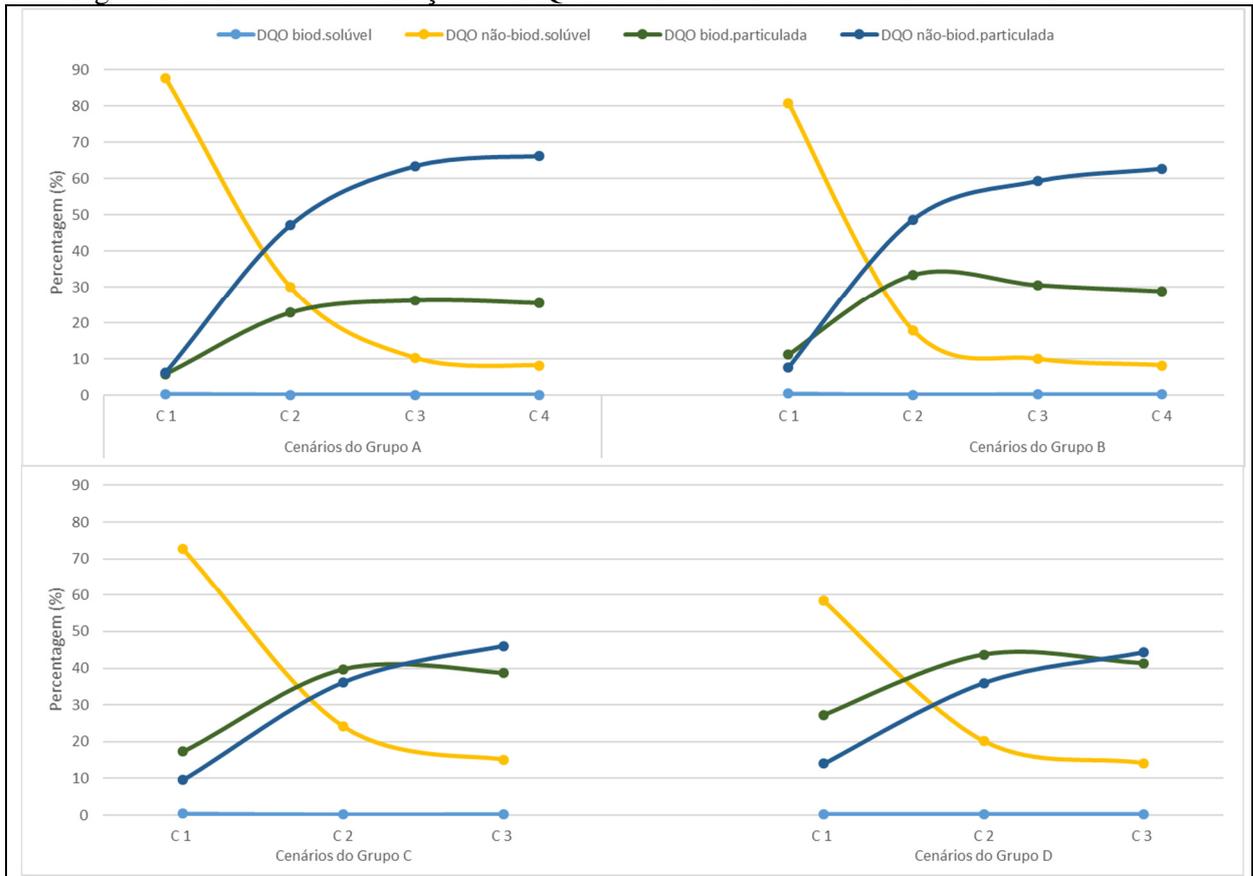
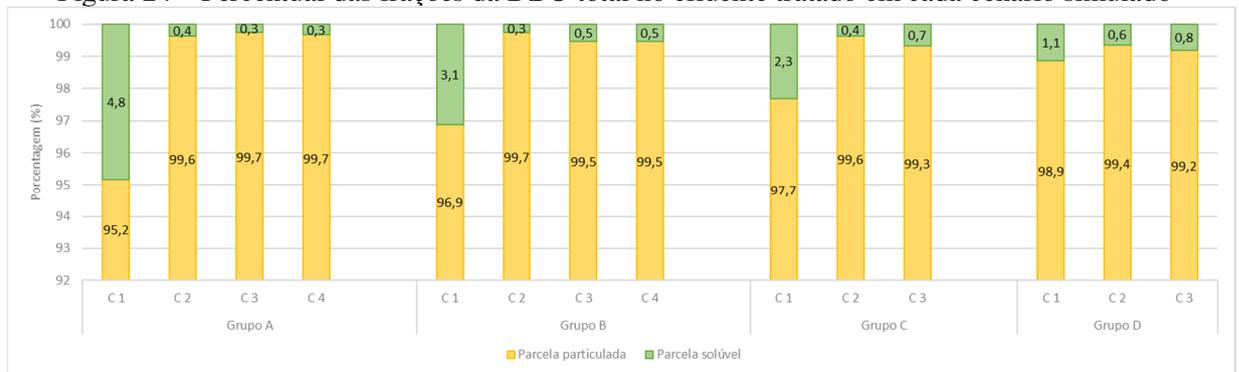


Figura 24 – Percentual das frações da DBO total no efluente tratado em cada cenário simulado



A DBO no efluente tratado é igual a soma das parcelas de DQO biodegradáveis (solúvel adicionada a particulada). Repara-se que a parcela DBO particulada no efluente tratado é muito superior a parcela de DBO solúvel, sendo superior a 95% em todos os cenários. Do total de quatorze simulações, em dez delas a parcela particulada foi superior a 99%.

Essa maior representatividade das parcelas particuladas, tanto no parâmetro DQO como na DBO, demonstram a influência das características do resíduo de tanque séptico na qualidade e na composição do efluente tratado. Comparando a parcela da DQO não-

biodegradável particulada do esgoto doméstico e do resíduo de tanque séptico, a concentração no resíduo é 82 vezes a do esgoto, 50 mg/L e 4.124 mg/L, respectivamente.

#### 5.4 Simulação do co-tratamento de esgoto doméstico e resíduo de tanque séptico considerando pré-tratamento

Conforme descrito no capítulo de materiais e métodos, encontraram-se na bibliografia consultada diversas referências de co-tratamento com esgoto doméstico no qual o resíduo de tanque séptico foi submetido a um tratamento preliminar antes de ser misturado com o esgoto doméstico.

Em virtude disso, optou-se por simular novamente todos os grupos de cenários considerando que o resíduo de tanque séptico passaria por um pré-tratamento. O resíduo de tanque séptico passando por tratamento preliminar resulta na alteração das concentrações de alguns de seus parâmetros, e conseqüentemente na alteração do impacto no sistema de tratamento.

Consideraram-se as contribuições de Borges (2009) que em seus estudos trabalhou com sistema de flotação, tendo eficiência de remoção de 21% para o nitrogênio total, 56% para DQO e 55% para sólidos suspensos para uma taxa de aplicação superficial de 80 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia. Na Tabela 28 segue o resultado do fracionamento considerando o pré-tratamento do resíduo de tanque séptico.

Tabela 28 – Fracionamento da DQO e do nitrogênio amoniacal do resíduo de tanque séptico para o modelo ASM1 considerando o pré-tratamento

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor (mg/L)</b>
DQO não-biodegradável solúvel (DQOnbs)	334
DQO biodegradável solúvel (DQObs)	103
DQO biodegradável particulada (DQObp)	784
DQO não-biodegradável particulada (DQOnbp)	1.649
Amônia	69
Nitrogênio orgânico solúvel (NOs)	258
Nitrogênio orgânico particulado (NOp)	4,7
Nitrogênio orgânico não-biodegradável solúvel (NONbs)	258
Nitrogênio orgânico não-biodegradável particulado (NONbp)	4,7
Nitrito/nitrato	0

Os demais valores utilizados nessa nova rodada de simulações foram os mesmos empregados anteriormente envolvendo o mesmo fracionamento do esgoto doméstico, os parâmetros cinéticos, os coeficientes estequiométricos, os parâmetros do decantador secundário e os parâmetros operacionais.

No Apêndice B seguem as concentrações do afluente que foram utilizadas nas simulações obtidas pela mistura do esgoto doméstico e do resíduo de tanque séptico considerando as proporções estabelecidas para cada cenário e que o resíduo passou por pré-tratamento.

Os resultados da simulação do grupo A, no qual foi considerado que a ETE recebia uma vazão de esgoto doméstico correspondente a 25% da vazão média de projeto (45 m<sup>3</sup>/h), são apresentados na Figura 25 referentes aos parâmetros DQO e sólidos suspensos totais e na Figura 26 para os parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal.

Figura 25 – Resultado da simulação dos cenários do grupo A para os parâmetros DQO e SST considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico

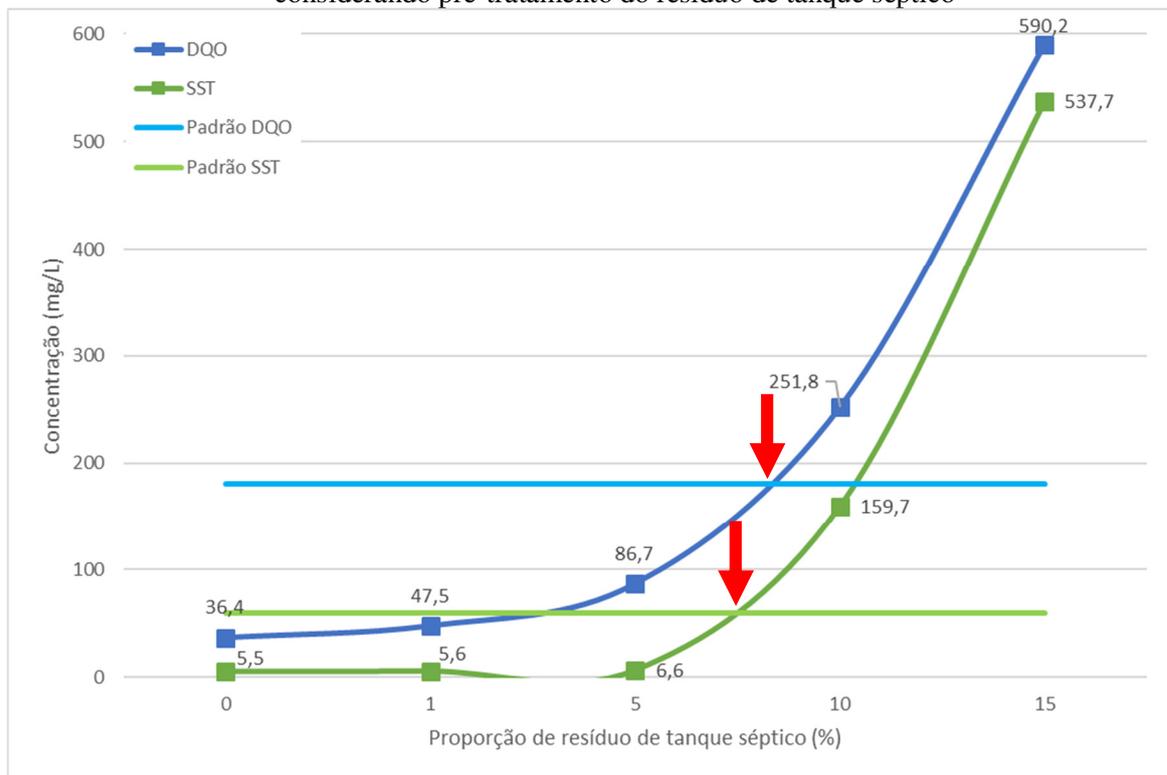
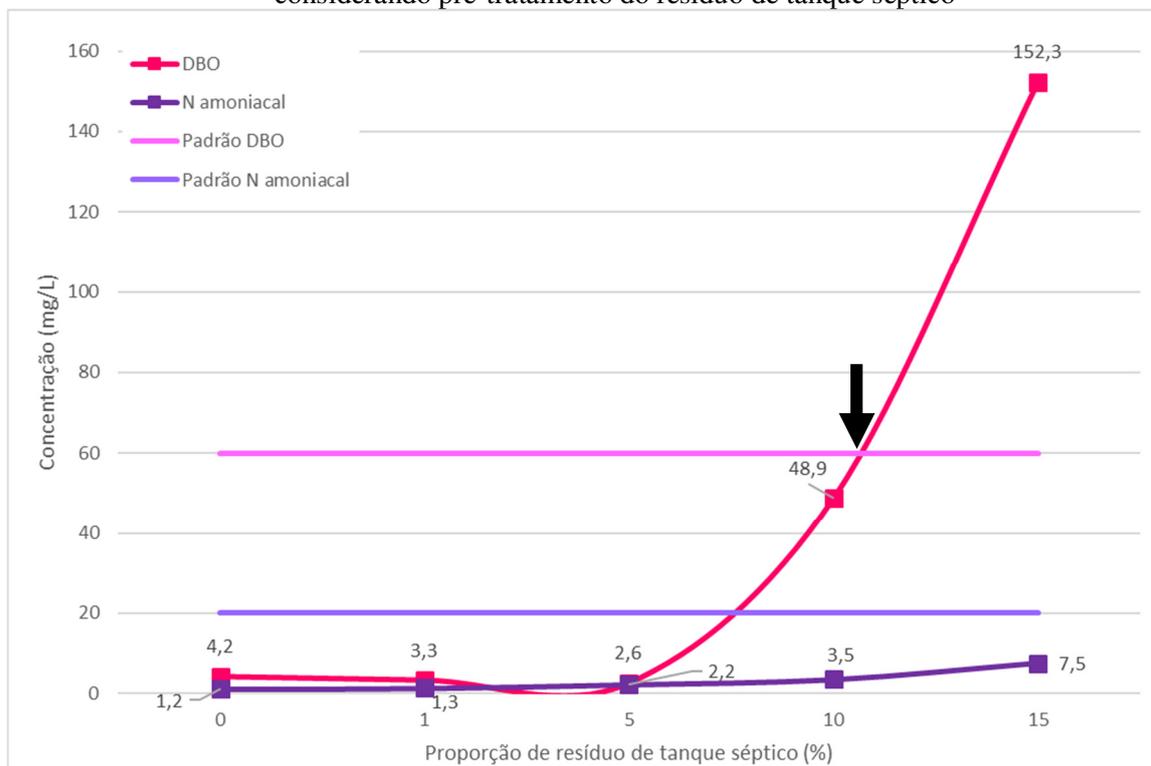


Figura 26 – Resultado da simulação dos cenários do grupo A para os parâmetros DBO e N amoniacal considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico



Verifica-se que no grupo de cenários A, os parâmetros DQO e sólidos suspensos totais ultrapassam o padrão de lançamento quando a proporção de resíduo de tanque séptico é entre 5 a 10%. Já para o parâmetro DBO, o padrão de lançamento é ultrapassado quando tem-se um pouco mais de 10% de resíduo de tanque séptico e para nitrogênio amoniacal o padrão de lançamento não foi superado em nenhum ponto.

Realizando a comparação entre os parâmetros deste cenário, constata-se que o primeiro parâmetro a superar o padrão de lançamento exigido pela legislação foi sólidos suspensos totais. É a mesma situação do grupo A quando o resíduo de tanque séptico não passou por pré-tratamento.

Na Figura 27 é apresentado o resultado da simulação do grupo B para os parâmetros DQO e sólidos suspensos totais e na Figura 28 para os parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal. Neste grupo de cenários considerou-se que a ETE recebia uma vazão de esgoto doméstico correspondente a 50% da vazão média de projeto (90 m<sup>3</sup>/h).

Figura 27 – Resultado da simulação dos cenários do grupo B para os parâmetros DQO e SST considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico

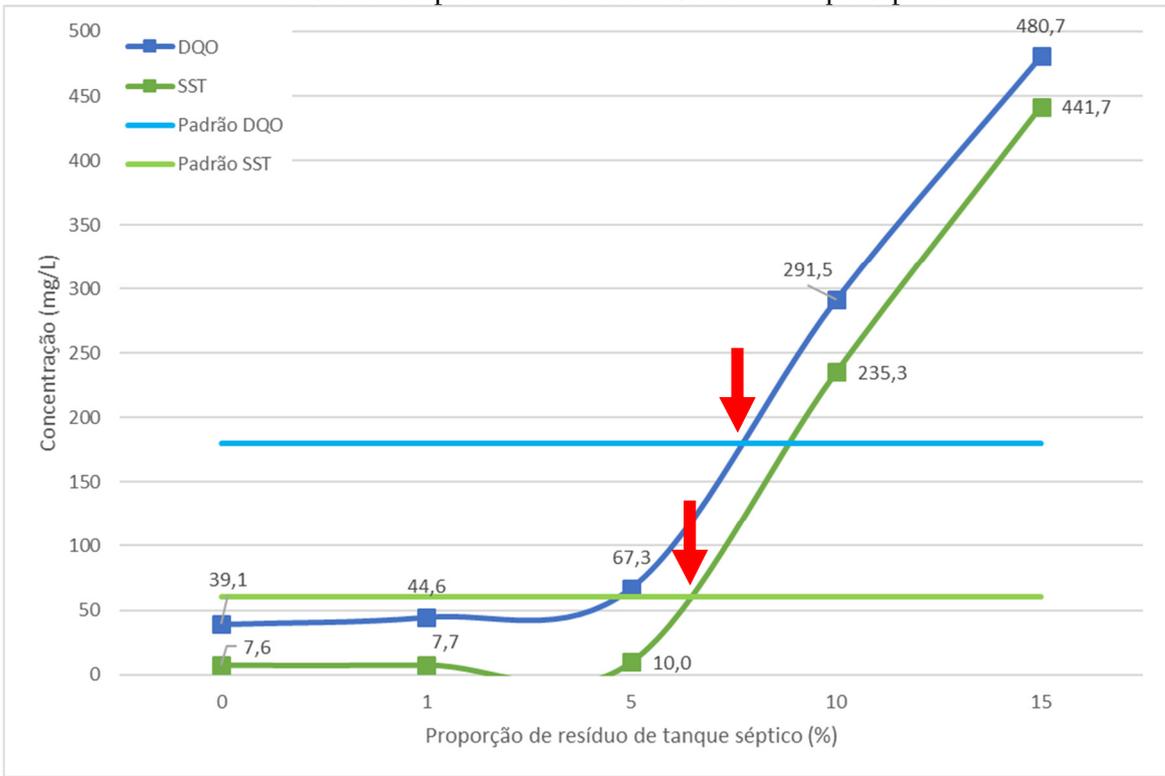
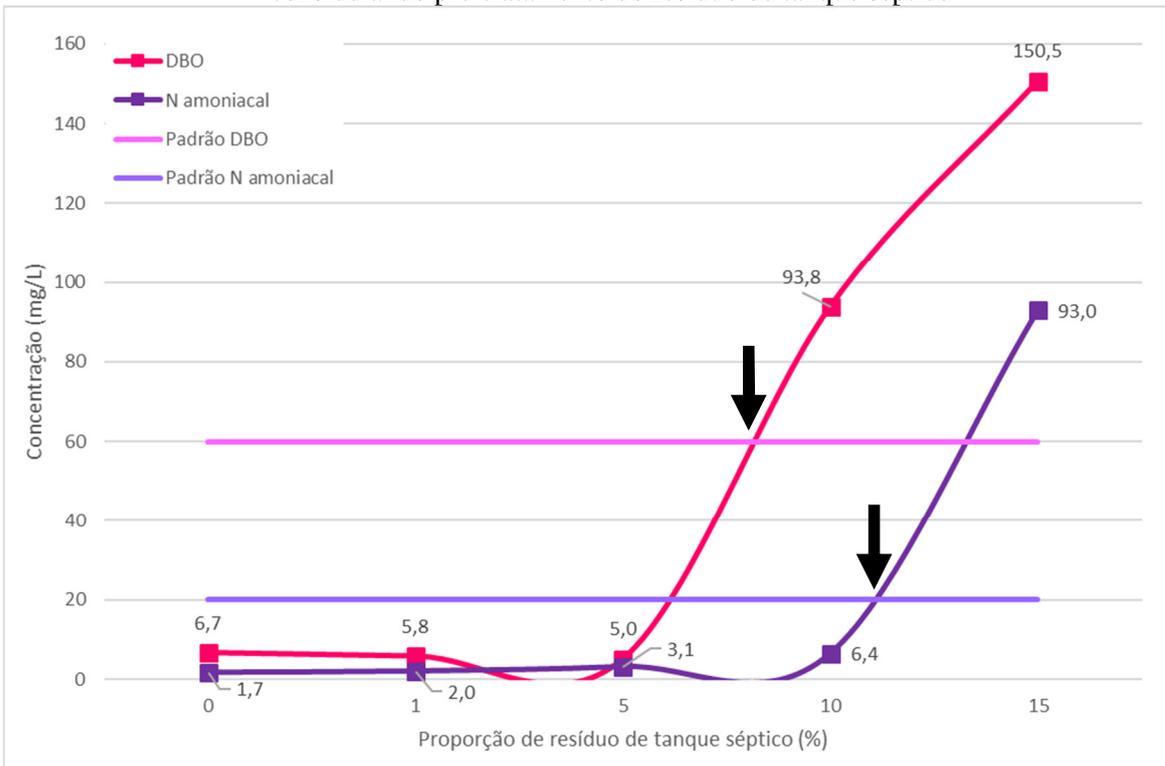


Figura 28 – Resultado da simulação dos cenários do grupo B para os parâmetros DBO e N amoniacal considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico



Pela análise das figuras vinculadas ao grupo de cenários B, os parâmetros DQO, sólidos suspensos totais e DBO superaram o padrão de lançamento quando a proporção de resíduo de tanque séptico foi entre 5 a 10%. Já para o parâmetro nitrogênio amoniacal, o padrão de lançamento foi ultrapassado quando a parcela de resíduo era entre 10 e 15%. Este é o mesmo comportamento verificado no grupo B sem pré-tratamento do resíduo de tanque séptico.

Realizando a comparação entre os parâmetros deste cenário, constata-se que o primeiro parâmetro a superar o padrão de lançamento exigido pela legislação foi sólidos suspensos totais.

Os resultados da simulação do grupo C, no qual foi considerado que a ETE recebia uma vazão de esgoto doméstico correspondente a 75% da vazão média de projeto (135 m<sup>3</sup>/h), são apresentados na Figura 29 referentes aos parâmetros DQO e sólidos suspensos totais e na Figura 30 para os parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal.

Figura 29 – Resultado da simulação dos cenários do grupo C para os parâmetros DQO e SST considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico

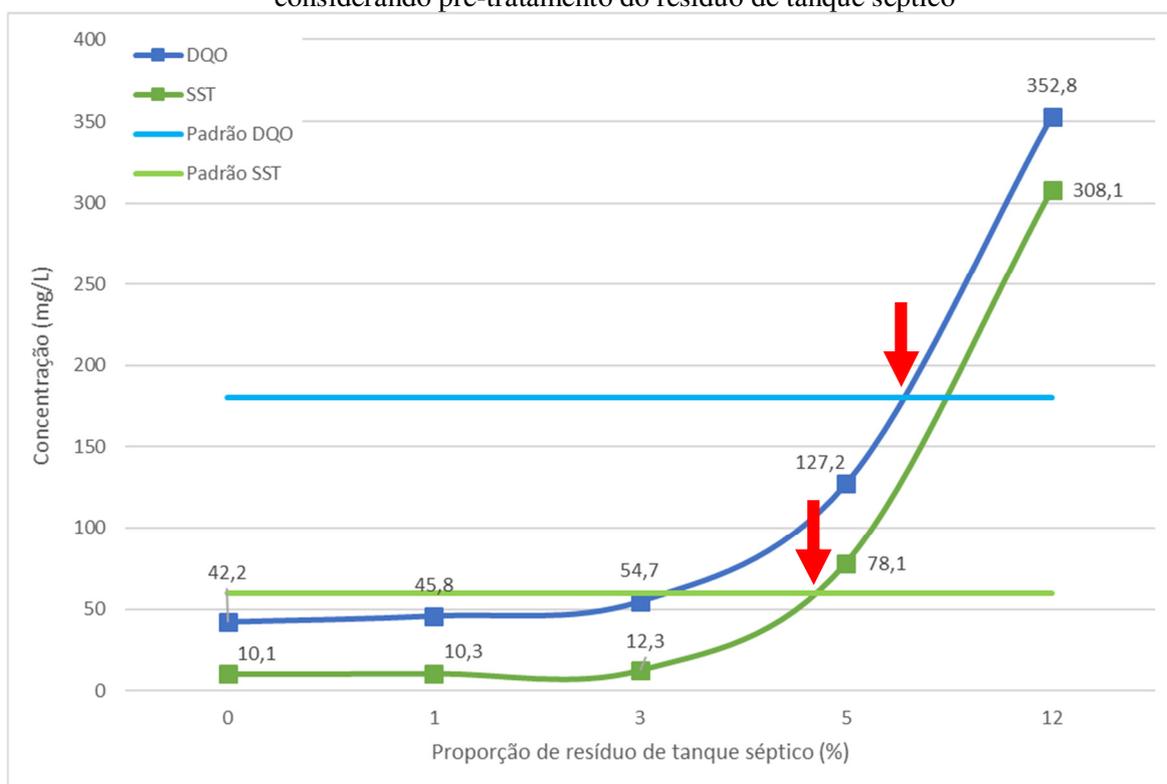
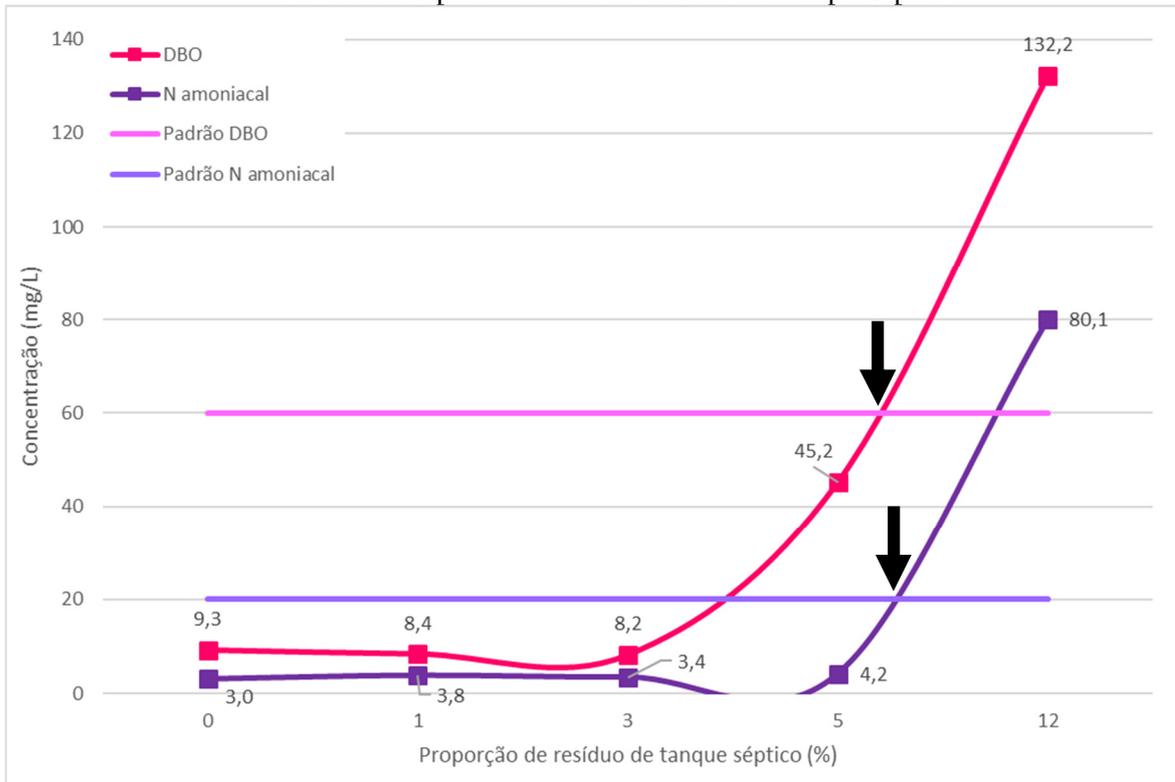


Figura 30 – Resultado da simulação dos cenários do grupo C para os parâmetros DBO e N amoniacal considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico

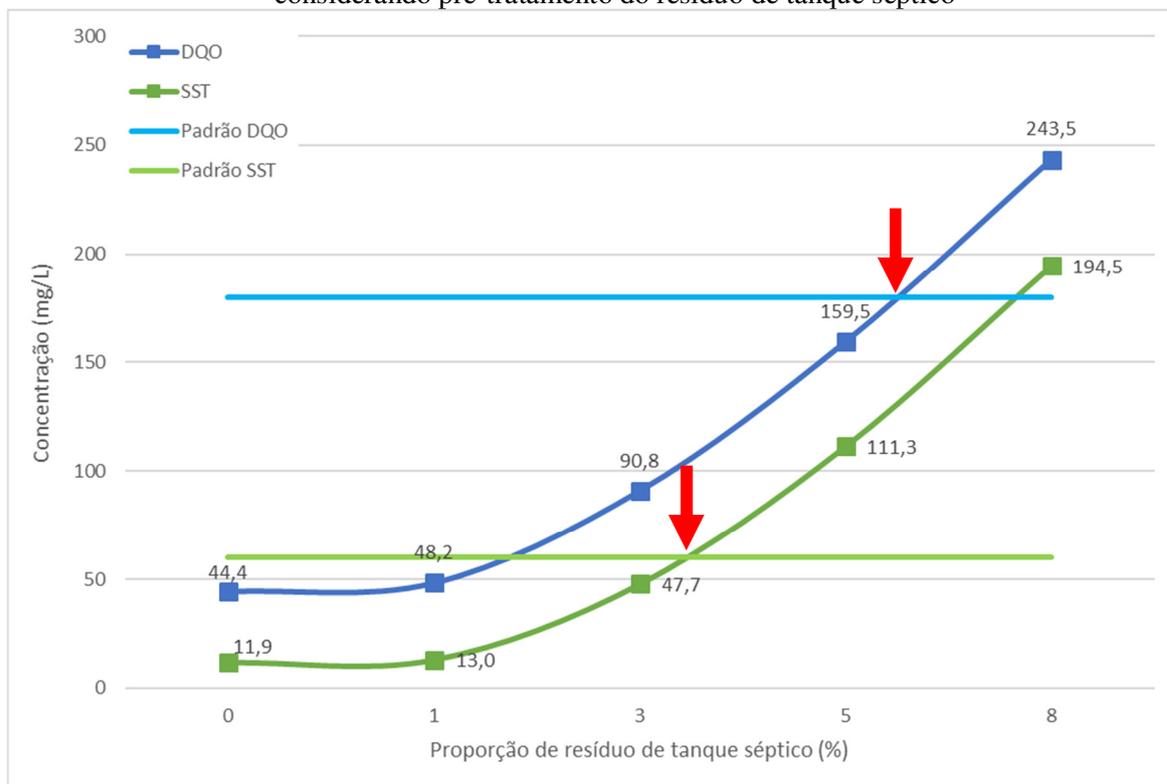


Observa-se que no grupo de cenários C, o parâmetro sólidos suspensos totais ultrapassou o padrão de lançamento quando a parcela de resíduo de tanque séptico era próximo a 5%, já para os demais parâmetros, o padrão de lançamento foi superado quando a parcela era entre 5 a 12%

Realizando a comparação entre os parâmetros deste cenário, constata-se que o primeiro parâmetro a superar o padrão de lançamento exigido pela legislação foi sólidos suspensos totais.

Na Figura 31 é apresentado o resultado da simulação do grupo D para os parâmetros DQO e sólidos suspensos totais e na Figura 32 para os parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal. Neste grupo de cenários considerou-se que a ETE recebia uma vazão de esgoto doméstico correspondente a 90% da vazão média de projeto (162 m<sup>3</sup>/h).

Figura 31 – Resultado da simulação dos cenários do grupo D para os parâmetros DQO e SST considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico



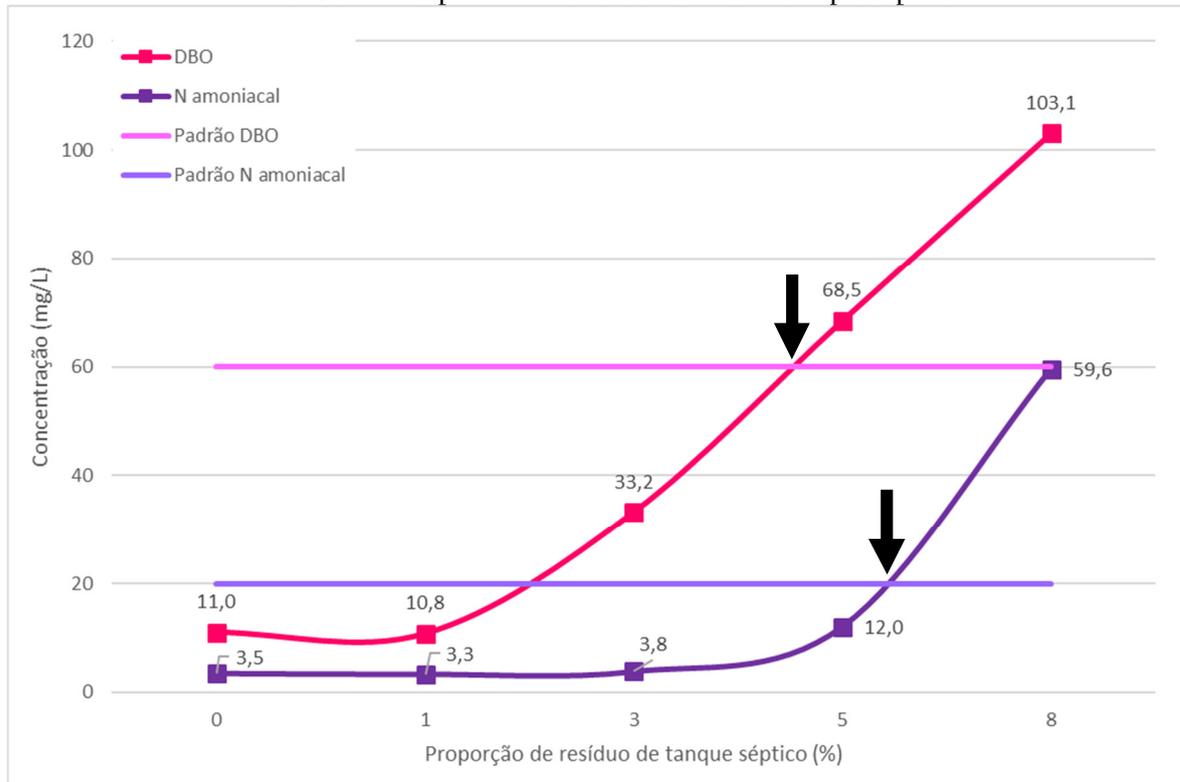
Comparando os resultados deste cenário, verifica-se que o primeiro parâmetro a ultrapassar o padrão de lançamento foi sólidos suspensos totais. No grupo de cenários D, os parâmetros sólidos suspensos totais e DBO superaram o padrão de lançamento quando a proporção de resíduo de tanque séptico era entre 3 a 5%.

Para os parâmetros DQO e nitrogênio amoniacal, os padrões de lançamento foram ultrapassados quando a proporção de resíduo séptico era entre 5 a 8% de resíduo de tanque séptico.

Comparando os quatro grupos de cenários, o parâmetro sólidos suspensos totais foi o que primeiro que superou o padrão de lançamento definido por legislação, portanto, é considerado o parâmetro limitante neste processo. Chegou-se a esta mesma conclusão nos quatro grupos de cenários simulados sem pré-tratamento do resíduo de tanque séptico.

Neste caso, mesmo havendo o co-tratamento de resíduo em proporções inferiores à de esgoto doméstico e o resíduo de tanque séptico ter passado por um pré-tratamento que reduziu a concentração de sólidos suspensos, verifica-se que a concentração deste parâmetro no resíduo continua a ter maior influência na qualidade do efluente final, em termos de padrões de lançamento.

Figura 32 – Resultado da simulação dos cenários do grupo D para os parâmetros DBO e N amoniacal considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico



Para cada grupo de cenários, considerando as informações apresentadas anteriormente e o parâmetro limitante, foram representados os pontos que relacionam a parcela de resíduo de tanque séptico recebida com a concentração de sólidos suspensos totais no efluente tratado.

Foram seguidas as mesmas diretrizes aplicadas aos grupos de cenários simulados anteriormente. Foi realizada a interpolação dos dados, determinados a equação e o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e a partir de cada equação foi determinada a parcela máxima a ser co-tratada em cada grupo de cenários atendendo ao padrão de lançamento para o parâmetro sólidos suspensos totais (SST = 60 mg/L). Optou-se por utilizar equações do mesmo tipo a fim de tendo a mesma base permitir uma melhor comparação dos dados.

As Figuras 33, 34, 35 e 36 apresentam as relações entre as concentrações de sólidos suspensos totais no efluente tratado e as vazões dos resíduos de tanque séptico, respectivamente, para os cenários dos grupos A, B, C e D.

Figura 33 – Relação entre a concentração de SST no efluente tratado e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do grupo A com pré-tratamento

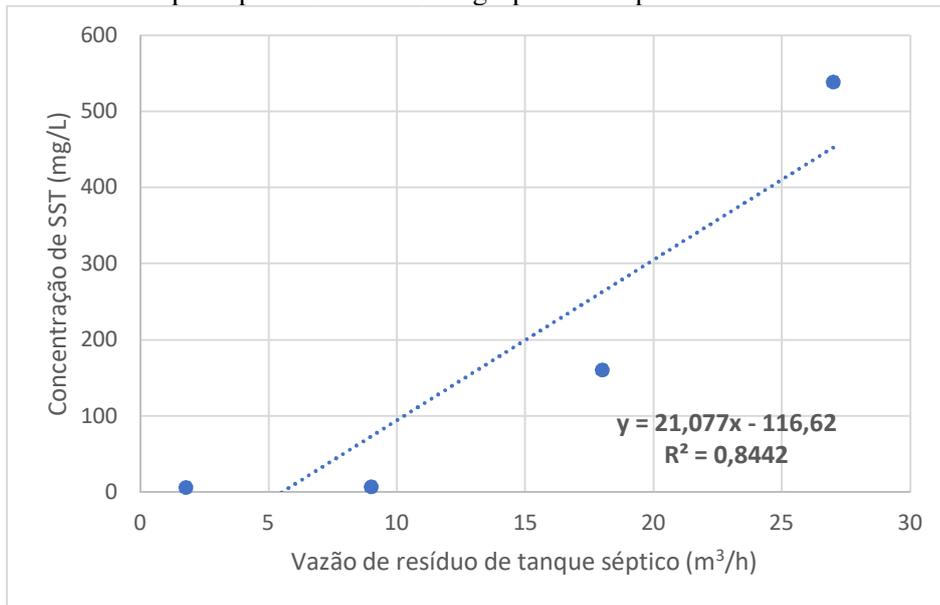


Figura 34 – Relação entre a concentração de SST no efluente tratado e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do grupo B com pré-tratamento

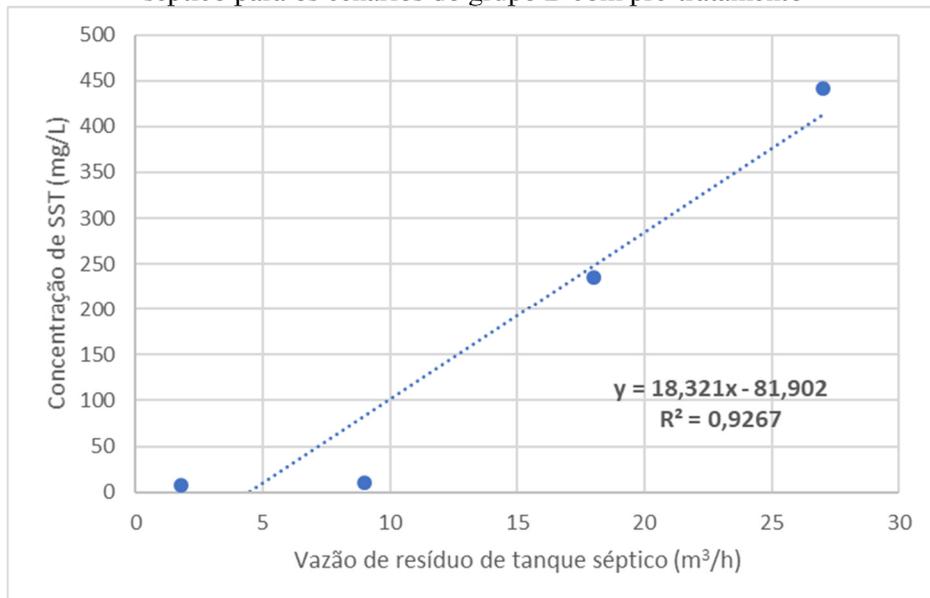


Figura 35 – Relação entre a concentração de SST no efluente tratado e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do grupo C com pré-tratamento

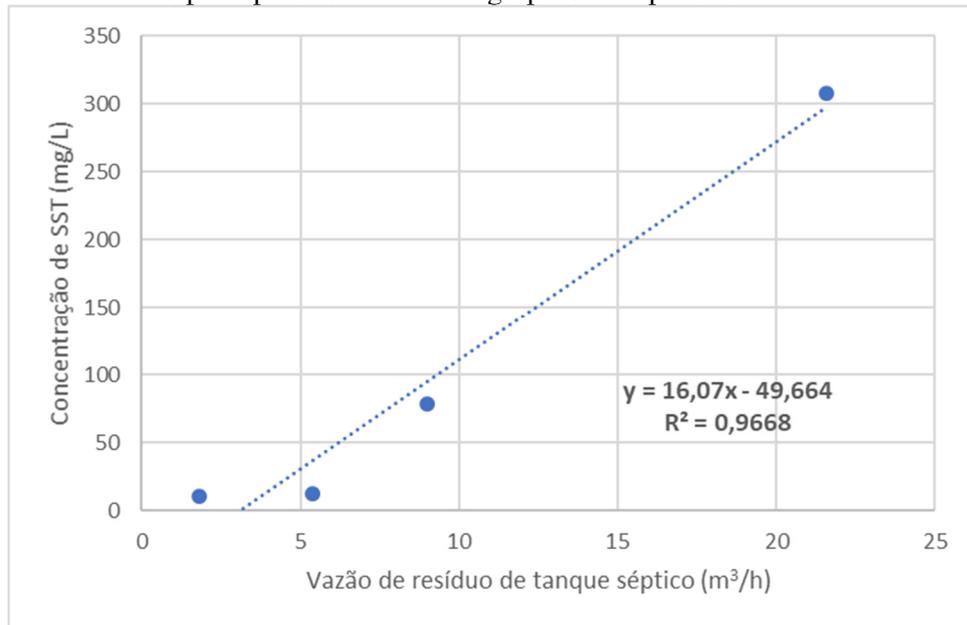
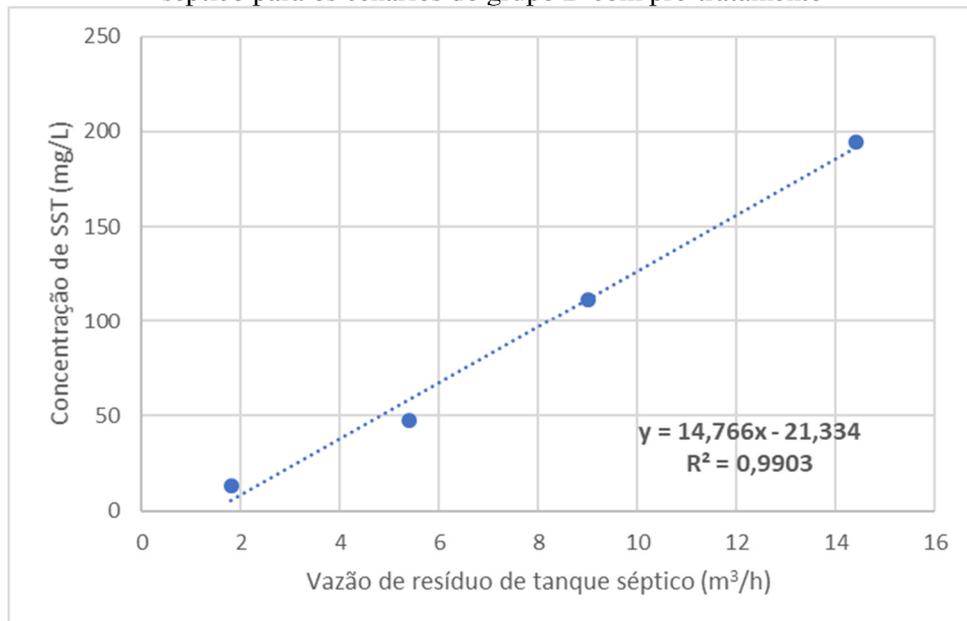


Figura 36 – Relação entre a concentração de SST no efluente tratado e a vazão de resíduo de tanque séptico para os cenários do grupo D com pré-tratamento



Os resultados das simulações demonstram que com o aumento da parcela de resíduo de tanque séptico, as concentrações de sólidos suspensos totais também aumentam, principalmente a partir de 5%. Esta situação está de acordo com os dados apresentados nas figuras anteriores.

Na Tabela 29 são apresentados os resultados dos cálculos das equações de regressão linear para cada cenário, determinando a vazão de resíduo de tanque séptico a ser recebida

para manter o padrão de lançamento considerando o pré-tratamento do resíduo. Segue também a proporção que a vazão de resíduo de tanque séptico representa em relação à vazão média de projeto da ETE (50 L/s).

Tabela 29 – Parcela de resíduo de tanque séptico com pré-tratamento a ser recebida em cada grupo de cenários e atendendo ao padrão de lançamento

<b>Grupo de Cenários</b>	<b>Vazão de esgoto doméstico (m<sup>3</sup>/h)</b>	<b>Vazão de resíduo de tanque séptico a receber (m<sup>3</sup>/h)</b>	<b>Proporção na vazão (%)</b>
Grupo A	45	8,4	4,7
Grupo B	90	7,7	4,3
Grupo C	135	6,8	3,8
Grupo D	162	5,5	3,1

Pelos dados apresentados na tabela, de forma semelhante à situação verificada no caso em que o resíduo tanque séptico foi simulado sem pré-tratamento, conclui-se que conforme a ETE passa a tratar mais esgoto doméstico e conseqüentemente diminui sua folga operacional, reduziria também a quantidade de resíduo de tanque séptico que a mesma poderia tratar e ainda assim manter os padrões de lançamento definidos na legislação.

### 5.5 Sistematização dos resultados das simulações

Na Tabela 30 são apresentadas as vazões de resíduo de tanque séptico que podem ser recebidas e co-tratadas em cada grupo de cenários sem comprometer o padrão de lançamento exigido na legislação ambiental vigente.

Tabela 30 – Parcela de resíduo de tanque séptico a ser recebida em cada grupo de cenários mantendo o atendimento ao padrão de lançamento

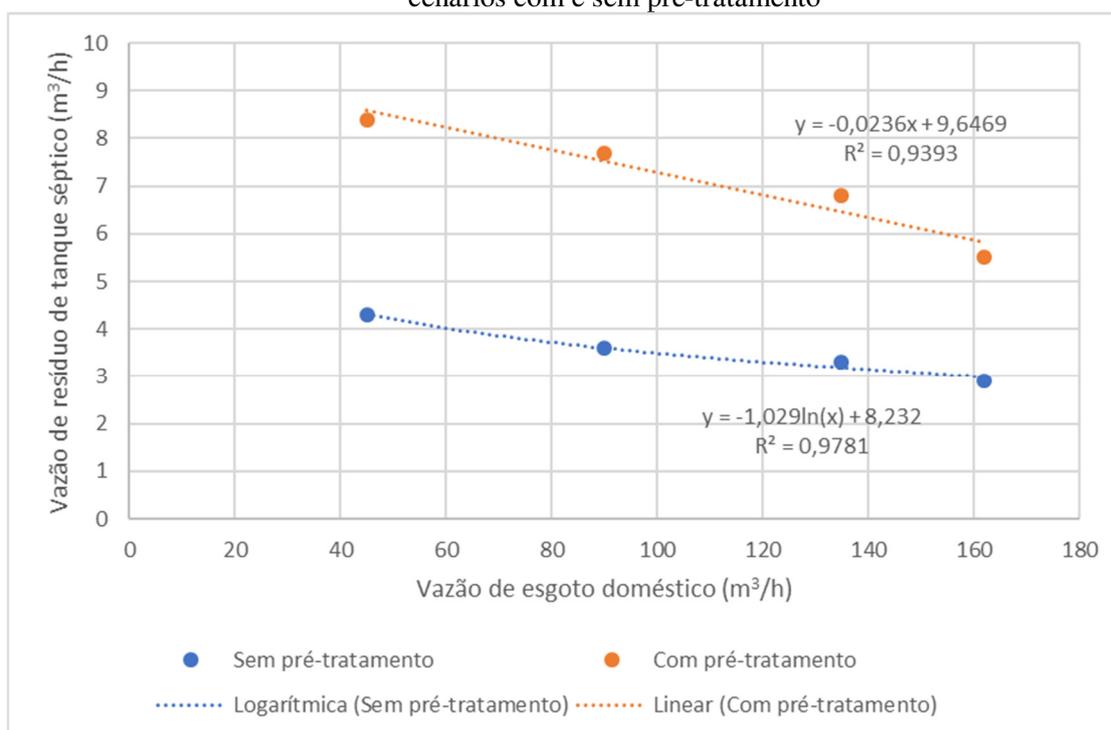
<b>Grupo de Cenários</b>	<b>Vazão de esgoto doméstico (m<sup>3</sup>/h)</b>	<b>Vazão de resíduo de tanque séptico a receber (m<sup>3</sup>/h)</b>	
		<b>Sem pré-tratamento</b>	<b>Com pré-tratamento</b>
Grupo A	45	4,3	8,4
Grupo B	90	3,6	7,7
Grupo C	135	3,3	6,8
Grupo D	162	2,9	5,5

Conforme dados apresentados na Tabela 30 percebe-se que a vazão possível de ser tratada no sistema sem comprometer os padrões de lançamento é próxima ao dobro em cada grupo de cenários quando propõe-se o recebimento de resíduo de tanque séptico pré-tratado.

Era esperado que com o pré-tratamento do resíduo de tanque séptico os resultados demonstrassem que seria possível receber uma parcela maior deste resíduo se comparado as situações nas quais o mesmo não passasse por tratamento prévio.

Na Figura 37 são apresentados na forma de gráfico os resultados constantes na Tabela 30 e a equação resultante da interpolação dos dados e os coeficientes de determinação.

Figura 37 – Relação da vazão de esgoto doméstico e de resíduo de tanque séptico para cada grupo de cenários com e sem pré-tratamento



Pela análise dos gráficos resultantes da interpolação dos dados confirma-se o comportamento de que com o aumento da vazão de esgoto doméstico há um decréscimo da vazão de resíduo de tanque séptico que pode ser recebida sem comprometer os padrões de lançamento.

Os valores resultantes da aplicação das equações advindas da interpolação dos dados devem ser analisados com cautela visto que podem não representar a realidade do sistema. Por exemplo, a ETE foi dimensionada para tratar uma vazão média de 180 m³/h de esgoto doméstico e quando a mesma atingir esta vazão de operação não será possível receber resíduo de tanque séptico. Quando esta vazão é aplicada nas duas equações apresentadas na Figura 37, tem-se como resultado que a ETE poderia tratar respectivamente, 2,9 m³/h e 5,4 m³/h de resíduo de tanque séptico sem e com pré-tratamento. Esta situação não representaria o

comportamento real esperado, porque neste caso haveria o comprometimento dos padrões de lançamento definidos pela legislação.

O último objetivo específico deste trabalho foi determinar a correspondência entre a parcela de resíduo de tanque séptico que poderia ser co-tratada na estação em estudo com a população equivalente que geraria essa carga.

Foram utilizados os valores apresentados na Tabela 30 e considerado que o resíduo seria tratado na ETE numa vazão constante ( $m^3/h$ ) durante 24 horas por dia. Já o serviço de esgotamento via caminhão limpa-fossa seria prestado durante o horário comercial, demandando um armazenamento provisório na ETE.

Arbitrou-se que na realização do esgotamento seria removido 90% de todo o conteúdo presente no interior do tanque séptico. Do volume total do tanque séptico, 70% corresponderia a esgoto cuja parcela seria totalmente succionada. O volume restante do tanque séptico seria considerado lodo. Deste volume, 20% seria removido e o restante seria mantido no tanque séptico (10%).

Na Tabela 31 são apresentados os valores correspondentes ao esgoto e lodo removidos dos tanques sépticos, assim como o volume total dos tanques sépticos tendo como base as relações descritas anteriormente e também as apresentadas no capítulo materiais e métodos.

Tabela 31 – Vazões de esgoto e lodo removidos dos tanques sépticos aceitáveis na ETE sem comprometer os padrões de lançamento

Grupos de cenários		Resíduo de tanque séptico coletado (L/d)	Volume total dos tanques sépticos (L)	Esgoto removido dos tanques (L/d)	Lodo removido dos tanques (L/d)
<b>Sem pré-tratamento</b>	Grupo A	103.200	114.667	80.267	22.933
	Grupo B	86.400	96.000	67.200	19.200
	Grupo C	79.200	88.000	61.600	17.600
	Grupo D	69.600	77.333	54.133	15.467
<b>Com pré-tratamento</b>	Grupo A	201.600	224.000	156.800	44.800
	Grupo B	184.800	205.333	143.733	41.067
	Grupo C	163.200	181.333	126.933	36.267
	Grupo D	132.000	146.667	102.667	29.333

Na Tabela 32 é apresentado o volume de lodo removido e gerado por dia nos tanques sépticos. Considerando o volume de resíduo de tanque séptico que seria possível coletar e co-tratar na estação de forma a manter o padrão de lançamento definido pela legislação, segue na tabela também a população que poderia ser beneficiada por este serviço diariamente e anualmente.

Tabela 32 – Volume de lodo removido e gerado nos tanques sépticos por dia e população a ser beneficiada com limpeza dos sistemas

Grupos de cenários	Lodo removido dos tanques (L/d)	Lodo gerado nos tanques sépticos (L/d)	População a ter seu resíduo coletado		
			hab/d	hab/ano	
<b>Sem pré-tratamento</b>	Grupo A	22.933	34.400	376	97.760
	Grupo B	19.200	28.800	315	81.900
	Grupo C	17.600	26.400	289	75.140
	Grupo D	15.467	23.200	254	66.040
<b>Com pré-tratamento</b>	Grupo A	44.800	67.200	736	191.360
	Grupo B	41.067	61.600	675	175.500
	Grupo C	36.267	54.400	596	154.960
	Grupo D	29.333	44.000	482	125.320

Arbitrou-se que o serviço seria prestado apenas em dias úteis totalizando 260 dias em um ano (52 semanas no ano e 5 dias na semana). Além disso, como descrito no capítulo materiais e métodos, considerou-se que a limpeza de um tanque séptico seria realizada uma vez por ano e que um contribuinte geraria 365 L de lodo fresco por ano e consequentemente 91,25 L de lodo digerido por ano.

Foram determinadas também a quantidade de residências que seriam beneficiadas e de viagens necessárias para atingir o volume diário de resíduo de tanque séptico possível de ser co-tratado na ETE atendendo aos padrões de lançamento em cada grupo de cenários. Considerou-se quatro habitantes por residência e previu-se que seriam utilizados caminhões limpa-fossa com capacidade de reservação de 8m<sup>3</sup> de resíduo. A Tabela 33 mostra os volumes coletados diariamente, a quantidade de residências a serem beneficiadas e o número de viagens.

Tabela 33 – Residências beneficiadas e viagens necessárias para transportar o volume diário de resíduo de tanque séptico a ser co-tratado na ETE mantendo os padrões de lançamento

Grupo de cenários	Resíduo de tanque séptico coletado (m <sup>3</sup> /d)	Residências a terem seus tanques esgotados (un/d)	Nº de viagens/dia	
<b>Sem pré-tratamento</b>	Grupo A	103,2	94	13
	Grupo B	86,4	79	11
	Grupo C	79,2	73	10
	Grupo D	69,6	64	9
<b>Com pré-tratamento</b>	Grupo A	201,6	184	26
	Grupo B	184,8	169	24
	Grupo C	163,2	149	21
	Grupo D	132,0	121	17

Conforme os dados expostos nas tabelas anteriores, o cenário que permitiria receber o menor volume de resíduo de tanque séptico na ETE sem comprometer os padrões de lançamento seria o grupo D onde o resíduo não passaria por pré-tratamento.

Neste cenário a ETE estaria tratando 162 m<sup>3</sup>/h de esgoto doméstico que chegaria a mesma através do sistema de coleta. Seria possível limpar diariamente o tanque séptico de 64 residências, beneficiando aproximadamente 254 pessoas com o tratamento de seu resíduo de forma ambientalmente adequada. Além disso, neste cenário, os caminhões limpa-fossa fariam apenas 9 viagens por dia e resultariam no co-tratamento de 69,6 m<sup>3</sup>/d de resíduo de tanque séptico na referida ETE.

Nesta situação, se este procedimento fosse repetido nos dias úteis durante um ano (260 dias), a ETE teria condições de receber e tratar de forma adequada o resíduo de tanque séptico de 66.040 habitantes.

Já, o cenário que a ETE teria condições de co-tratar a maior parcela de resíduo de tanque séptico seria o Cenário A, no qual o resíduo seria pré-tratado antes de seguir no processo. Neste cenário, a ETE trataria esgoto doméstico correspondente a apenas 25% de sua vazão média (45 m<sup>3</sup>/h).

Seria possível receber e co-tratar de forma ambientalmente adequada, no período de um ano, o resíduo de tanque séptico gerado por 191.360 habitantes. Diariamente, considerando os dias úteis, seriam limpos os tanques sépticos de 184 residências e descartadas 26 cargas na estação, e continuando a manter os padrões de lançamento definidos na legislação ambiental em vigor.

Mesmo tendo premissas diferentes, é relevante comparar os dados obtidos neste estudo com os resultados do trabalho de Dangol (2013). Um dos resultados do autor foi a determinação do volume de resíduo de tanque séptico a ser tratado num sistema de lodos ativados sem comprometer os padrões de lançamento. Seu trabalho foi desenvolvido na União Europeia cujos padrões de lançamento para DQO e nitrogênio total são 125 mg/L e 15 mg/L, respectivamente.

A estação utilizada por Dangol (2013) tratava 20.000 m<sup>3</sup>/d de esgoto doméstico, capacidade quase cinco vezes maior do que a utilizada neste trabalho. O autor trabalhou com resíduos de tanques sépticos com diferentes características e concentrações, sendo que o resíduo de tanque séptico deste trabalho se enquadraria na categoria de digerido entre baixa e média concentração de contaminantes. Dangol (2013) estimou que seria possível receber 750 m<sup>3</sup>/d de resíduo com baixa concentração e 75 m<sup>3</sup>/d de resíduo com média concentração.

Os resultados do presente estudo sugerem que seria possível tratar entre 69 a 103 m<sup>3</sup>/d de resíduo de tanque séptico sem exceder o padrão ambiental recebendo o resíduo de tanque séptico durante 8 horas por dia. Estes valores estão próximos ou na faixa estimada por Dangol (2013) para resíduo digerido com média concentração.

É importante ressaltar que para Dangol (2013) a parcela de resíduo de tanque séptico era somada a vazão da ETE operando a plena capacidade com esgoto doméstico. Já neste estudo, além de ser um sistema bem menor, considerou-se que havia uma ociosidade hidráulica no sistema.

Mesmo assim, é interessante comparar este trabalho com os resultados de Dangol (2013) que corrobora que é possível co-tratar resíduo de tanque séptico em sistema de lodos ativados, atendendo a eficiência exigida por legislação ambiental.

É fundamental definir as características do resíduo de tanque séptico que se pretende receber, sendo a base para avaliar os impactos no sistema de tratamento e por consequência determinar a parcela que o sistema comporta sem comprometer a eficiência.

Como abordado no início deste trabalho, os níveis atuais de esgotamento sanitário demonstram a discrepância entre a demanda crescente por melhorias na qualidade de vida das populações e as ações para ampliar o acesso ao saneamento básico. A melhoria dos índices de esgotamento sanitário deve ocorrer de forma mais rápida e para isso, uma alternativa é mudar a concepção usual dos sistemas de esgotamento sanitário, buscando combinar o modelo tradicional com sistemas alternativos e mais simples.

O tanque séptico é um exemplo de sistema descentralizado, reconhecido como uma alternativa mais sustentável quando considerado o consumo de energia, a área para implantação e os custos de operação e de instalação. Destaca-se que o tanque séptico é uma possibilidade viável, porém para isto todas as etapas vinculadas a sua gestão devem ser implementadas.

Isso envolve a instalação de tanques que atendam às normas técnicas brasileiras e consequentemente à eficiência estimada. Deve-se prever também a implementação de rotinas de operação e de manutenção e a determinação do destino que será dado ao efluente tratado. Com relação ao resíduo gerado nos mesmos, é importante determinar o seu volume e suas características, assim como o estabelecimento de práticas para a sua coleta, transporte e tratamento.

Em 2016, o Ministério Público do estado do Rio Grande do Sul junto ao seu Centro de Apoio Operacional da Ordem Urbanística e Questões Fundiárias (CAOURB) divulgou as conclusões de um grupo de trabalho sobre o tema “Soluções individuais de esgotamento

sanitário”. Participaram deste grupo diversas instituições do Estado: Companhia Riograndense de Saneamento (Corsan), Agência Estadual de Regulação dos Serviços Públicos Delegados do RS (Agergs), Fundação Nacional de Saúde (Funasa), Federação das Associações de Municípios do Rio Grande do Sul (Famurs), Fundação Estadual de Proteção Ambiental (Fepam) e Secretaria Estadual de Obras, Habitação e Saneamento.

O grupo de trabalho indicou em suas conclusões a responsabilidade do poder público. Orientam que os municípios devem regulamentar por lei a obrigatoriedade de, em caso de não haver rede coletora de esgoto, ser implantada solução individual de esgotamento sanitário, especificando conforme as normas técnicas. Devem prever também a obrigatoriedade da manutenção com a periodicidade de limpeza, a forma da realização do serviço de remoção do resíduo e o local para destinação final devidamente licenciado (MP/RS, [2016]).

Este posicionamento do grupo de trabalho coordenado pelo MP/RS está alinhado aos apontamentos deste estudo. Indica a solução individual como alternativa aos sistemas convencionais e a necessidade de seguir as normas técnicas e conseqüentemente atingir a eficiência estimada. A obrigatoriedade da limpeza periódica através de uma legislação municipal é fundamental para a gestão correta do resíduo de tanque séptico.

Um outro aspecto relevante nos sistemas de esgotamento sanitário refere-se à sua implantação. Com a implantação de uma ETE e a rede coletora usualmente a população beneficiada efetua de forma lenta suas ligações ao sistema de coleta e tratamento. Este comportamento foi representado pelos grupos simulados visto que entre um cenário e outro ocorria o acréscimo da vazão de esgoto doméstico.

Os resultados das simulações demonstraram que conforme a ETE amplia a vazão de esgoto doméstico, há uma redução da parcela de resíduo de tanque séptico a ser tratada sem comprometer os padrões de lançamento.

Numa situação real, este comportamento indica que a ETE deve receber menor volume de resíduo de tanque séptico a medida que amplia a proporção de coleta de esgoto doméstico. Conforme a ETE atende mais pessoas com a coleta e tratamento de esgoto doméstico pela rede, em contrapartida poderia reduzir as pessoas beneficiadas com a coleta e tratamento do resíduo proveniente dos tanques sépticos.

Também, obteve-se que a população a ser beneficiada com a coleta e o tratamento de resíduo de tanque séptico na ETE variou de 254 a 736 pessoas por dia. Com o sistema operando em dias úteis, anualmente seriam 66.040 a 191.360 habitantes beneficiados com a coleta e posterior tratamento ambientalmente adequados dos resíduos gerados em seus tanques sépticos.

Estes resultados poderiam ser incorporadas no planejamento dos sistemas, prevendo na concepção e no dimensionamento das ETEs o tratamento combinado de esgoto doméstico e resíduo de tanque séptico. Desta forma, poderiam ser atendidas áreas de um município que fosse inviável a implantação do sistema usual de coleta de esgoto ou inclusive outros municípios.

O IBGE publicou a estimativa populacional dos municípios para 2017, sendo que do total de 497 municípios do estado do Rio Grande do Sul, 454 são considerados de pequeno porte, tendo uma população estimada menor do que 50.000 habitantes (IBGE, 2017). Isto representa 91% dos municípios gaúchos.

Numa avaliação inicial, considerando os resultados deste trabalho e que a maioria dos municípios do Estado são de pequeno porte, uma alternativa para expandir o esgotamento sanitário nos pequenos municípios poderia ser o incentivo aos sistemas compostos por tanques sépticos e unidades complementares, como filtros anaeróbios. Uma etapa fundamental desta alternativa envolveria a coleta do resíduo de tanque séptico e seu tratamento em ETEs maiores localizadas em outros municípios que tivessem uma folga operacional planejada devido a projetos que prevejam esta possibilidade.

## **5.6 Limitações do estudo**

Este estudo avaliou os impactos do co-tratamento de esgoto domésticos e resíduos de tanque séptico. É um trabalho teórico em que foram considerados parâmetros cinéticos da literatura para simular o comportamento de quatro parâmetros (DBO, DQO, sólidos suspensos totais e amônia) em um sistema de lodos ativados e suas concentrações no efluente final da ETE.

Neste trabalho não foram considerados os líquidos de retorno do sistema de desaguamento dos lodos para o início da ETE. Este estudo também teve como limitação o uso de dados teóricos para realizar a calibração do modelo. O uso de dados reais de monitoramento de uma ETE que operasse com condições similares a consideradas neste trabalho aumentaria a precisão dos resultados.

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Em consonância com as possibilidades de tratamento ambientalmente adequado do resíduo de tanque séptico, este estudo teve como objetivo geral avaliar o seu co-tratamento em uma estação de tratamento de esgoto sanitário composta por processos de lodos ativados. Para tal, utilizou-se o modelo ASM1 que se mostrou adequado para esta avaliação ao representar as interferências nos processos de remoção da matéria orgânica, de nitrificação e de desnitrificação.

Com relação à caracterização do resíduo de tanque séptico obtido pela análise da série de dados utilizada, a faixa de variação entre o valor mínimo e máximo para os diferentes parâmetros confirmou a grande variabilidade das características deste resíduo, com grande dispersão das características físicas, químicas e microbiológicas.

No que tange às simulações do co-tratamento de esgoto doméstico e resíduo de tanque séptico, verificou-se que o primeiro parâmetro a superar o padrão de lançamento estabelecido pela legislação ambiental foi sempre sólidos suspensos totais. Os percentuais de resíduos de tanque séptico que podem ser recebidos na ETE simulada variaram entre 2,4% e 1,6%, respectivamente para quando a ETE estiver operando com vazões de 25% e 90% de sua vazão de projeto.

Ao avaliar as concentrações de sólidos suspensos totais no esgoto doméstico e no resíduo de tanque séptico, 200 mg/L e 6.746 mg/L, respectivamente, constata-se que a concentração no resíduo é muito superior à verificada no esgoto, sendo 34 vezes superior. Essa característica do resíduo de tanque séptico acaba tendo grande influência quando o mesmo é adicionado ao esgoto doméstico na ETE.

A influência do parâmetro sólidos suspensos totais do resíduo de tanque séptico também foi verificada quando foram simulados os grupos de cenários com o resíduo pré-tratado. O pré-tratamento é uma alternativa para modificar e/ou atenuar algumas características desse resíduo. Nas simulações constatou-se a redução do impacto na eficiência da ETE e conseqüentemente representou a ampliação da parcela de resíduo a ser recebida sem o comprometimento dos padrões de lançamento. Quando o resíduo de tanque séptico recebe um pré-tratamento por flotação por ar dissolvido, os percentuais de resíduos que podem ser recebidos sobe para 4,7% e 3,1%, respectivamente para vazões da ETE de 25% e 90% da capacidade de projeto.

Os resultados das simulações demonstraram que conforme a ETE amplia a vazão de esgoto doméstico, há uma redução da parcela de resíduo de tanque séptico a ser tratada sem comprometer os padrões de lançamento.

Um outro aspecto relevante desta pesquisa é a comparação entre os resultados de co-tratamento com o resíduo de tanque séptico sem e com pré-tratamento. Como era esperado, quando o resíduo passa por um tratamento prévio a parcela de resíduo possível a ser recebida é maior.

Constatou-se que a vazão possível de ser tratada no sistema foi praticamente o dobro em cada grupo de cenários quando é proposto o recebimento de resíduo de tanque séptico pré-tratado em comparação quando o mesmo é tratado na forma que é coletado.

Considerando os resultados obtidos, avalia-se que o presente estudo contribuiu sobre o tema investigado e tende a colaborar para a gestão do resíduo de tanque séptico. Um grande desafio no gerenciamento deste resíduo é a escolha do tratamento e destino ambientalmente adequados.

Os resultados obtidos foram influenciados pelas definições e simplificações que são inerentes à modelagem matemática. Apesar disso, a simulação representou o comportamento esperado do sistema, permitindo melhorar a compreensão do mesmo e prever situações futuras. Pelas contribuições deste estudo, o co-tratamento com o esgoto doméstico mostra-se uma alternativa tecnicamente viável.

No sentido de dar continuidade aos estudos, pode-se sugerir trabalhos futuros considerando o reciclo de líquidos do sistema de desaguamento dos lodos para o processo e o uso de dados reais de monitoramento de uma ETE para calibração do modelo e simulação de outros cenários, situações estas que permitiriam um aumento da precisão dos resultados.

Além disso, outros pontos a serem investigados são a validação dos resultados deste trabalho de forma experimental, a avaliação de pré-tratamentos a serem aplicados ao resíduo de tanque séptico ou modificações dos processos na ETE a fim de permitir vazões maiores de resíduo para serem co-tratadas sem comprometer os padrões de lançamento definidos na legislação.

## REFERÊNCIAS

- AMARAL, C. do. **Contribuição para a modelagem e simulação do processo de lodos ativados em sistemas de tratamento de efluentes em simulador baseado em equações**. 2014. 60 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Alimentos) – Universidade Federal de Rondônia, Ariquemes, 2014.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.
- \_\_\_\_\_. **NBR 13969**: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.
- \_\_\_\_\_. **NBR 10004**: Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.
- ANDREOLI, C. V.; POMPEO, R. P. Introdução. In: ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Lodo de fossa e tanque séptico**: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Prosab 5. cap. 1, p. 19-23.
- BENTO, A. P. **Caracterização da microfauna no sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/SC**: Um instrumento de controle operacional e avaliação da eficiência do processo. 2000. 167 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.
- BONGANHA, C. A.; GUIGUER Jr, N.; PEREIRA, S. Y.; OLIVEIRA, L. C. de; RIBEIRO, M. L. Conceitos e fundamentos da modelagem matemática para gerenciamento de recursos hídricos subterrâneos. **Revista Analytica**, [S.l.], n. 30, ago-set. 2007, p. 116-120.
- BORGES, N. B. **Caracterização e pré-tratamento de lodo de fossas e de tanques sépticos**. 2009. 128 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.
- BRASIL. **Lei nº 11.445**, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Brasília, 2007.
- BRASIL. MINISTÉRIO DAS CIDADES. SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2016.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 274**, de 29 de novembro de 2000. Revisa os critérios de balneabilidade das águas brasileiras. Brasília, 2006.
- \_\_\_\_\_. **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões para lançamento de efluente, e dá outras providências. Brasília, 2005.

\_\_\_\_\_. **Resolução nº 375**, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília, 2006.

\_\_\_\_\_. **Resolução nº 430**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Brasília, 2011.

CAMPOS, J. R.; POVINELLI, S. C. S.; AISSE, M. M.; SOUZA, M. A. A. de; SAMWAYS, G.; SOBRINHO, P. A. Tratamento combinado de lodo de tanque séptico e de fossas com esgoto doméstico. In: ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Prosab 5. cap. 5, p. 181-282.

DANGOL, B. **Faecal sludge characterization and co-treatment with municipal wastewater: process and modeling considerations**. 2013. 129 f. Master of science – Institute for Water Education – IHE, Unesco, Delf, 2013.

DEBIASI, R. **Aplicação do modelo ASM1 em uma ETE de lodos ativados**. 2012. 113 f. Trabalho de Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER – FEPAM. **Ordem de serviço nº 076/2017 – DT**, de 01 de novembro de 2017. Determina alteração das Licenças de Operação para atividade de Sistema de Esgotamento Sanitário (CODRAM 3512,10). Porto Alegre, 2017.

FLORENCIO, L.; AISSE, M. M.; BASTOS, R. K. X.; PIVELI, R. P. Utilização de esgotos sanitários – marcos conceituais e regulatórios. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (Coord.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. cap. 1, p.1-15.

GERNAEY, K. V.; LOOSDRECHT, M. C. M. van; HENZE, M.; LIND, M.; JORGENSEN, S. B. Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art. In: **Environmental Modelling & Software**, [S.l.], n. 19, 2004, p. 763-783.

GONÇALVES, C. do P. **Impacto do lançamento de lodo de tanques/fossas sépticas em estação de tratamento de esgoto com reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB)**. 2008. 160 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

HARTMANN, C. M.; ANDREOLI, C. V.; EDWIGES, T.; LUPATINI, G.; ANDRADE NETO, C. O. de. Definições, histórico e estimativas de geração de lodo séptico no Brasil. In: ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Prosab 5. cap. 2, p. 24-40.

HENZE, M.; GUJER, W.; MINO, T.; LOOSDRECHT, M. V. **Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3**. Londres: IWA Publishing in its Scientific and Technical Report series, 2000.

INGUNZA, M. D. P. D.; ANDRADE NETO, C. O. de; ARAÚJO, A. L. C.; SOUZA, M. A. A. de; MEDEIROS, S. A. de; BORGES, N. B.; HARTMANN, C. M. Caracterização física, química e microbiológica do lodo de fossa/tanque séptico. In: ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Prosab 5. cap. 3, p. 41-75.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. IBGE divulga as estimativas populacionais dos municípios para 2017. **Agência IBGE notícias**, Rio de Janeiro, 30 ago. 2017. Disponível em: <<https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-detalle-de-midia.html?view=mediaibge&catid=2103&id=1328>>. Acesso em: 17 dez. 2017.

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

JORDÃO, E. P.; PÊSSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

KASPARPV, G. **Deep thinking: where machine intelligence ends and human creativity begins**. Nova York: PublicAffairs, 2017.

LEITE, B. Z.; INGUNZA, M. D. P.; ANDREOLI, C. V. Lodo de decanto-digestores. In: ANDREOLI, C. V. (Org.). **Biossólidos: alternativas de uso de resíduos do saneamento**. Rio de Janeiro, ABES, 2006. Prosab 4. cap. 10, p. 361-398.

LEVY, A. L. L. **Modelagem e análise de sensibilidade do processo de tratamento de lodo ativado com reciclo**. 2007. 149 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

MARQUOT, A. **Modelling nitrogen removal by activated sludge on fullscale plants: Calibration and evaluation of ASM1**. 2006. 307 f. Tese (Doutorado) – Ecole Doctorale des Sciences Exactes et de leurs Applications, Spécialité Génie des Procédés, 2006.

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

MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL – MP/RS. **Consolidação das conclusões do grupo de trabalho: Soluções individuais de esgotamento sanitário**. Porto Alegre, MP/RS, [2016]. Disponível em: <[http://www.mprs.mp.br/media/areas/urbanistico/arquivos/gt\\_conclusoes\\_san\\_assinada.pdf](http://www.mprs.mp.br/media/areas/urbanistico/arquivos/gt_conclusoes_san_assinada.pdf)>. Acesso em: 04 fev. 2018.

PEREIRA, J. A. R.; PIMENTEL, A. C.; SANTOS, A.; NAKAZATO, C. D.; MUNIZ, S. T. G. Gestão do lodo de fossa/tanque séptico. In: ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Prosab 5. cap. 6, p. 283-326.

PESSANHA, C. M. D.; LUGON JR., J.; FERREIRA, M. I. P.; SOUZA, P. R. N. de; HORA, H. M. C. da. Uso de modelagem computacional aplicada à gestão sanitário-ambiental: uma

proposta de adaptação da plataforma MOHID Water para corpos lênticos aplicada à lagoa Imboacica, Macaé-RJ. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamago**, v. 5, n. 2, p. 45-70, jul./dez. 2011.

POMBO, S. C. M. A. **Contributo para a utilização de modelos de simulação dinâmica no dimensionamento de processos de lamas activadas**. 2010. 233 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2010.

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

SANT'ANNA JR., G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.

STRANDE, L. The Global Situation. In: STRANDE, L.; RONTELTAP, M.; BRDJANOVIC, D. **Faecal Sludge Management: systems approach for implementation and operation**. Londres: IWA Publishing, 2014. cap. 1, p.1-14.

TAKÁCS, I.; PATRY, G. G.; NOLASCO, D. A dynamic model of the clarification – thickening process. **Water Research**, v. 25, n. 10, p. 1263-1271, 1991.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Handbook: septage treatment and disposal**. Cincinnati, 1984.

\_\_\_\_\_. **Guide to septage treatment and disposal**. USA, 1994.

\_\_\_\_\_. **Decentralized systems technology fact sheet: septage treatment/disposal**. USA, 1999.

\_\_\_\_\_. **Decentralized systems technology fact sheet: septic tank systems for large flow applications**. USA, 2000.

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

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

## APÊNDICE A: dados de entrada nas simulações.

Concentrações do afluente que foram utilizadas nas simulações obtidas pela mistura do esgoto doméstico e do resíduo de tanque séptico considerando as proporções estabelecidas para cada Grupo de cenários.

## GRUPO A

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/L)					
	Esgoto doméstico	Resíduo de tanque séptico	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
DQO biod.solúvel	154	103	152,0	145,5	139,4	134,9
DQO não-biod.solúvel	30	334	41,7	80,7	116,9	144,0
DQO biod.particulada	166	1961	235,0	465,2	678,9	839,1
DQO não-biod.particulada	50	4124	206,7	729,0	1214,0	1577,8
amônia	40	88	41,8	48,0	53,7	58,0
nitrito/nitrato	0,3	0	0,3	0,3	0,2	0,2
N org.solúvel	9,2	258	18,8	50,7	80,3	102,5
N org.particulado	20,8	6	20,2	18,3	16,6	15,3
N org.não-biod.solúvel	2,1	258	11,9	44,8	75,2	98,1
N org.não-biod.particulado	6,7	6	6,7	6,6	6,5	6,4
Sólidos suspensos voláteis	160	4460	325,4	876,7	1388,6	1772,5
Sólidos suspensos não-voláteis	40	2286	126,4	414,3	681,7	882,3

VAZÕES (m <sup>3</sup> /h)	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Esgoto doméstico	45	45	45	45
Resíduo de tanque séptico	1,8	9	18	27
Vazão final (m <sup>3</sup> /h)	46,8	54	63	72
Reciclo interno no tanque aeração	93,6	108	126	144
Reciclo de lodo ativado do decantador	23,4	27	31,5	36

## GRUPO B

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/L)					
	Esgoto doméstico	Resíduo de tanque séptico	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
DQO biod.solúvel	154	103	153,0	149,4	145,5	142,2
DQO não-biod.solúvel	30	334	36,0	57,6	80,7	100,2
DQO biod.particulada	166	1961	201,2	329,2	465,2	580,2
DQO não-biod.particulada	50	4124	129,9	420,4	729,0	990,2
amônia	40	88	40,9	44,4	48,0	51,1
nitrito/nitrato	0,3	0	0,3	0,3	0,3	0,2
N org.solúvel	9,2	258	14,1	31,8	50,7	66,6
N org.particulado	20,8	6	20,5	19,5	18,3	17,4
N org.não-biod.solúvel	2,1	258	7,1	25,4	44,8	61,2
N org.não-biod.particulado	6,7	6	6,7	6,6	6,6	6,5
Sólidos suspensos voláteis	160	4460	244,3	550,9	876,7	1152,3
Sólidos suspensos não-voláteis	40	2286	84,0	244,2	414,3	558,3

VAZÕES (m <sup>3</sup> /h)	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Esgoto doméstico	90	90	90	90
Resíduo de tanque séptico	1,8	9	18	27
Vazão final (m <sup>3</sup> /h)	91,8	99	108	117
Reciclo interno no tanque aeração	183,6	198	216	234
Reciclo de lodo ativado do decantador	45,9	49,5	54	58,5

## GRUPO C

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/L)				
	Esgoto doméstico	Resíduo de tanque séptico	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
DQO biod.solúvel	154	103	153,3	152,0	150,8
DQO não-biod.solúvel	30	334	34,0	41,7	49,0
DQO biod.particulada	166	1961	189,5	235,0	278,2
DQO não-biod.particulada	50	4124	103,3	206,7	304,6
amônia	40	88	153,3	152,0	150,8
nitrito/nitrato	0,3	0	40,6	41,8	43,0
N org.solúvel	9,2	258	12,5	18,8	24,8
N org.particulado	20,8	6	20,6	20,2	19,9
N org.não-biod.solúvel	2,1	258	20,5	20,0	19,5
N org.não-biod.particulado	6,7	6	5,4	11,9	18,1
Sólidos suspensos voláteis	160	4460	216,3	325,4	428,8
Sólidos suspensos não-voláteis	40	2286	69,4	126,4	180,4

VAZÕES (m <sup>3</sup> /h)	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
Esgoto doméstico	135	135	135
Resíduo de tanque séptico	1,79	5,4	9
Vazão final (m <sup>3</sup> /h)	136,79	140,4	144
Reciclo interno no tanque aeração	273,6	280,8	288
Reciclo de lodo ativado do decantador	68,4	70,2	72

## GRUPO D

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/L)				
	Esgoto doméstico	Resíduo de tanque séptico	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
DQO biod.solúvel	154	103	153,4	152,4	151,3
DQO não-biod.solúvel	30	334	33,3	39,8	46,0
DQO biod.particulada	166	1961	185,7	223,9	260,5
DQO não-biod.particulada	50	4124	94,8	181,4	264,4
amônia	40	88	40,5	41,5	42,5
nitrito/nitrato	0,3	0	0,3	0,3	0,3
N org.solúvel	9,2	258	20,6	20,3	20,0
N org.particulado	20,8	6	4,9	10,4	15,6
N org.não-biod.solúvel	2,1	258	4,9	10,4	15,6
N org.não-biod.particulado	6,7	6	6,7	6,7	6,7
Sólidos suspensos voláteis	160	4460	207,3	298,7	386,3
Sólidos suspensos não-voláteis	40	2286	64,7	112,5	158,2

VAZÕES (m <sup>3</sup> /h)	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
Esgoto doméstico	162	162	162
Resíduo de tanque séptico	1,8	5,4	9
Vazão final (m <sup>3</sup> /h)	163,8	167,4	171
Reciclo interno no tanque aeração	327,6	334,8	342
Reciclo de lodo ativado do decantador	81,9	83,7	85,5

APÊNDICE B: dados de entrada das simulações considerando pré-tratamento do resíduo de tanque séptico.

Concentrações do afluente que foram utilizadas nas simulações obtidas pela mistura do esgoto doméstico e do resíduo de tanque séptico pré-tratado considerando as proporções estabelecidas para cada Grupo de cenários.

GRUPO A

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/L)					
	Esgoto doméstico	Resíduo de tanque séptico	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
DQO biod.solúvel	154	103	152,0	145,5	139,4	134,9
DQO não-biod.solúvel	30	334	41,7	80,7	116,9	144,0
DQO biod.particulada	166	784	189,8	269,0	342,6	397,8
DQO não-biod.particulada	50	1649	111,5	316,5	506,9	649,6
amônia	40	69	41,1	44,8	48,3	50,9
nitrito/nitrato	0,3	0	0,3	0,3	0,2	0,2
N org.solúvel	9,2	258	18,8	50,7	80,3	102,5
N org.particulado	20,8	4,7	20,2	18,1	16,2	14,8
N org.não-biod.solúvel	2,1	258	11,9	44,8	75,2	98,1
N org.não-biod.particulado	6,7	4,7	6,6	6,4	6,1	6,0
Sólidos suspensos voláteis	160	2328	243,4	521,3	779,4	973,0
Sólidos suspensos não-voláteis	40	1349	90,3	258,2	414,0	530,9

VAZÕES (m <sup>3</sup> /h)	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Esgoto doméstico	45	45	45	45
Resíduo de tanque séptico	1,8	9	18	27
Vazão final (m <sup>3</sup> /h)	46,8	54	63	72
Reciclo interno no tanque aeração	93,6	108	126	144
Reciclo de lodo ativado do decantador	23,4	27	31,5	36

## GRUPO B

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/L)					
	Esgoto doméstico	Resíduo de tanque séptico	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
DQO biod.solúvel	154	103	153,0	149,4	145,5	142,2
DQO não-biod.solúvel	30	334	36,0	57,6	80,7	100,2
DQO biod.particulada	166	784	178,1	222,2	269,0	308,6
DQO não-biod.particulada	50	1649	81,4	195,4	316,5	419,0
amônia	40	69	40,6	42,6	44,8	46,7
nitrito/nitrato	0,3	0	0,3	0,3	0,3	0,2
N org.solúvel	9,2	258	14,1	31,8	50,7	66,6
N org.particulado	20,8	4,7	20,5	19,3	18,1	17,1
N org.não-biod.solúvel	2,1	258	7,1	25,4	44,8	61,2
N org.não-biod.particulado	6,7	4,7	6,7	6,5	6,4	6,2
Sólidos suspensos voláteis	160	2328	202,5	357,1	521,3	660,3
Sólidos suspensos não-voláteis	40	1349	65,7	159,0	258,2	342,1

VAZÕES (m <sup>3</sup> /h)	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Esgoto doméstico	90	90	90	90
Resíduo de tanque séptico	1,8	9	18	27
Vazão final (m <sup>3</sup> /h)	91,8	99	108	117
Reciclo interno no tanque aeração	183,6	198	216	234
Reciclo de lodo ativado do decantador	45,9	49,5	54	58,5

## GRUPO C

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/L)					
	Esgoto doméstico	Resíduo de tanque séptico	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
DQO biod.solúvel	154	103	153,3	152,0	150,8	147,0
DQO não-biod.solúvel	30	334	34,0	41,7	49,0	71,9
DQO biod.particulada	166	784	174,1	189,8	204,6	251,2
DQO não-biod.particulada	50	1649	71,0	111,5	149,9	270,6
amônia	40	69	40,4	41,1	41,8	44,0
nitrito/nitrato	0,3	0	0,3	0,3	0,3	0,3
N org.solúvel	9,2	258	12,5	18,8	24,8	43,5
N org.particulado	20,8	4,7	20,6	20,2	19,8	18,6
N org.não-biod.solúvel	2,1	258	5,5	11,9	18,1	37,4
N org.não-biod.particulado	6,7	4,7	6,7	6,6	6,6	6,4
Sólidos suspensos voláteis	160	2328	188,5	243,4	295,5	459,0
Sólidos suspensos não-voláteis	40	1349	57,2	90,3	121,8	220,6

VAZÕES (m <sup>3</sup> /h)	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Esgoto doméstico	135	135	135	135
Resíduo de tanque séptico	1,8	5,4	9	21,6
Vazão final (m <sup>3</sup> /h)	136,8	140,4	144	156,6
Reciclo interno no tanque aeração	273,6	280,8	288	313,2
Reciclo de lodo ativado do decantador	68,4	70,2	72	78,3

## GRUPO D

PARÂMETRO	CONCENTRAÇÃO (mg/L)					
	Esgoto doméstico	Resíduo de tanque séptico	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
DQO biod.solúvel	154	103	153,4	152,4	151,3	149,8
DQO não-biod.solúvel	30	334	33,3	39,8	46,0	54,8
DQO biod.particulada	166	784	172,8	185,9	198,5	216,4
DQO não-biod.particulada	50	1649	67,6	101,6	134,2	180,5
amônia	40	69	40,3	40,9	41,5	42,4
nitrito/nitrato	0,3	0	0,3	0,3	0,3	0,3
N org.solúvel	9,2	258	11,9	17,2	22,3	29,5
N org.particulado	20,8	4,7	20,6	20,3	20,0	19,5
N org.não-biod.solúvel	2,1	258	4,9	10,4	15,6	23,0
N org.não-biod.particulado	6,7	4,7	6,7	6,6	6,6	6,5
Sólidos suspensos voláteis	160	2328	183,8	229,9	274,1	337,0
Sólidos suspensos não-voláteis	40	1349	54,4	82,2	108,9	146,9

VAZÕES (m <sup>3</sup> /h)	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Esgoto doméstico	162	162	162	162
Resíduo de tanque séptico	1,8	5,4	9	14,4
Vazão final (m <sup>3</sup> /h)	163,8	167,4	171	176,4
Reciclo interno no tanque aeração	327,6	334,8	342	352,8
Reciclo de lodo ativado do decantador	81,9	83,7	85,5	88,2

ANEXO A: notação matricial do modelo ASM1.

Fonte: Henze et al. (2000)

Componente	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Taxa de processo, $\rho_j$ [ML <sup>-3</sup> T <sup>-1</sup> ]	
j	Processo	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>o</sub>	S <sub>NO</sub>	S <sub>NH</sub>	S <sub>ND</sub>	X <sub>ND</sub>	S <sub>ALK</sub>		
1	Crescimento aeróbio da biomassa heterotrófica		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1 - Y_H}{Y_H}$					$-\frac{i_{xb}}{14}$	$u_H \left( \frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left( \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) X_{B,H}$	
2	Crescimento anóxico da biomassa heterotrófica		$-\frac{1}{Y_H}$			1				$-\frac{1 - Y_H}{2,86Y_H}$				$\frac{1 - Y_H}{14,2,86Y_H} - \frac{i_{xb}}{14}$	$u_H \left( \frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left( \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) n_g X_{B,H}$	
3	Crescimento aeróbio da biomassa autotrófica						1		$-\frac{4,57 - Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$				$\frac{i_{xb}}{14} - \frac{1}{7Y_A}$	$u_A \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \right) X_{B,A}$	
4	Decaimento da biomassa heterotrófica				1 - f <sub>p</sub>	-1		f <sub>p</sub>							i <sub>xb</sub> - f <sub>p</sub> · i <sub>xp</sub>	b <sub>H</sub> X <sub>B,H</sub>
5	Decaimento da biomassa autotrófica				1 - f <sub>p</sub>		-1	f <sub>p</sub>							i <sub>xb</sub> - f <sub>p</sub> · i <sub>xp</sub>	b <sub>A</sub> X <sub>B,A</sub>
6	Conversão do nitrogênio orgânico solúvel em nitrogênio amoniacal										1	-1		$\frac{1}{14}$	k <sub>a</sub> S <sub>ND</sub> X <sub>BH</sub>	
7	Hidrólise do material orgânico lentamente biodegradável		1		-1										$k_H \left( \frac{X_S/X_{B,H}}{K_X + (X_S/X_{B,H})} \right) \left[ \left( \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + n_H \left( \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H}$	
8	Hidrólise do nitrogênio orgânico biodegradável											1	-1		$\rho_j (X_{ND} / X_S)$	
Fatores de correção observados		$r_i = \sum v_{ij} p_j$														
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>xb</sub> Massa de N/massa em DQO de produto de biomassa: i <sub>xp</sub>		Material orgânico solúvel inerte [M(DQO)L <sup>-3</sup> ]	Substrato prontamente biodegradável [M(DQO)L <sup>-3</sup> ]	Material orgânico particulado inerte [M(DQO)L <sup>-3</sup> ]	Substrato lentamente biodegradável [M(DQO)L <sup>-3</sup> ]	Biomassa heterotrófica [M(DQO)L <sup>-3</sup> ]	Biomassa autotrófica [M(DQO)L <sup>-3</sup> ]	Produtos particulados originados pelo decaimento da biomassa [M(DQO)L <sup>-3</sup> ]	Concentração de oxigênio dissolvido no reator [M(O <sub>2</sub> )L <sup>-3</sup> ]	Nitrogênio na forma de nitrito e nitrato [M(N)L <sup>-3</sup> ]	Nitrogênio na forma de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 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: η <sub>g</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>	