

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

SIMULAÇÃO DO CO-TRATAMENTO DE RESÍDUO DE TANQUE SÉPTICO E ESGOTO DOMÉSTICO EM PROCESSO DE LODOS ATIVADOS

* Josiane Pistorello ¹
Antônio Domingues Benetti ²

SIMULATION OF CO-TREATMENT OF SEPTIC TANK RESIDUE AND WASTEWATER IN ACTIVATED SLUDGE PROCESS

Recibido el 10 de diciembre de 2022. Aceptado el 8 de mayo de 2023

Abstract

This study investigated the possibility of receiving and treating septic tank residue in a wastewater treatment plant using extended aeration activated sludge process, designed for an average flowrate of 180 m³/h. The ASM1 model was used to simulate the removal of carbonaceous organic matter, nitrification and denitrification. In WRC Stoat 5.0. software simulations of four groups of scenarios were made and, in each group, the system operated with a fixed flowrate and different portions of septic tank residue. Each group of scenarios would be equivalent to a stage of operation of the wastewater treatment plant over the years, with gradual increase in the flow of domestic sewage. The simulations results showed that is possible, in a system operating with a domestic sewage flowrate of 45 m³/h, to receive 4.3 m³/h of septic tank residue without compromising the effluent standards for BOD, COD, total suspended solids and ammonia required by the state regularions. For systems operating at 90 m³/h, 135 m³/h and 162 m³/h, the possible contributions to be received from septic tank residue without compromising standards defined in the legislation were, respectively, 3.6 m³/h, 3.3 m³/h and 2.9 m³/h. The results allow the conclusion that it is feasible to co-treat septic tank residue with sewage and at the same time meet the standards defined in the regularions as long as the limiting flowrates and maximum loads are respected.

Keywords: septic tank residue, activated sludge process, co-treatment septic tank.

¹ Prefeitura Municipal de Caxias do Sul/RS, Secretaria do Meio Ambiente, Brasil.

² Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Brasil.

* *Autor correspondal:* Prefeitura Municipal de Caxias do Sul/RS, Secretaria do Meio Ambiente, Rua Dom José Barea,1501 - Bairro Exposição, Caxias do Sul/RS, CEP 95084-100 - Brasil. Email: josi.pistorello@gmail.com

Resumo

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o co-tratamento de resíduo de tanque séptico em uma estação de tratamento de esgoto composta por processo de lodos ativados, com aeração prolongada e dimensionada para uma vazão média de 180 m³/h. Utilizou-se o modelo matemático ASM1 que tem incorporado a remoção de matéria orgânica carbonácea, a nitrificação e a desnitrificação. No software WRC Stoa 5.0. foram realizadas simulações de quatro grupo de cenários, sendo que em cada grupo a Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) operava com uma vazão fixa, alterando-se a parcela de resíduo de tanque séptico a ser tratada no sistema. Cada grupo de cenários seria equivalente a uma etapa de operação da estação ao longo dos anos, com o aumento crescente e gradativo da vazão de esgoto doméstico. Os resultados mostraram ser possível, em um sistema operando com uma vazão de 45 m³/h de esgoto doméstico, receber até 4.3 m³/h de resíduo de tanque séptico sem comprometer os padrões de lançamento dos parâmetros DBO, DQO, amônia e sólidos suspensos totais definidos na legislação ambiental. Para a ETE operando com 90 m³/h, 135 m³/h e 162 m³/h, as parcelas possíveis de serem recebidas de resíduo de tanque séptico de modo a atender aos padrões de lançamento definidos na legislação foram, respectivamente, 3.6 m³/h, 3.3 m³/h e 2.9 m³/h. Os resultados obtidos permitem concluir que é viável co-tratar resíduo de tanque séptico com esgoto doméstico e, ao mesmo tempo, atender aos padrões de lançamento exigidos pela legislação desde que respeitadas as vazões limitantes e as cargas máximas.

Palavras-chave: resíduo de tanque séptico, lodos ativados, co-tratamento de tanque séptico.

Introdução

O crescimento populacional desordenado, cidades com infraestruturas deficientes e a falta de planejamento e de investimentos em saneamento básico tem como consequências a degradação do meio ambiente, o comprometimento da saúde da população e a elevação dos gastos com saúde pública, principalmente para o tratamento de doenças de veiculação hídrica (Prüss-Üstün *et al.*, 2016).

No Brasil e no Rio Grande do Sul, os índices médios de atendimento por rede de esgotos sanitários são baixos, respectivamente 55.0% e 38.6% (Brasil, 2021). Os baixos índices de atendimento com relação ao esgotamento sanitário mostram a lacuna existente no saneamento básico, tanto com relação à implantação dos sistemas como 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 (Pistorello, 2018).

Strande (2014) afirma que aumentar o acesso ao saneamento é uma prioridade global e que a expansão e o desenvolvimento dos sistemas de esgotamento convencionais não têm acompanhado a rápida expansão urbana, típica de países de baixa e média renda. Segundo a autora, as tecnologias locais (on-site) podem representar opção viável e mais acessível para ampliar o atendimento ao esgotamento sanitário, mas para isso é necessário que toda a cadeia do serviço seja adequadamente gerida. A mesma autora acrescenta que instalações locais tradicionalmente têm sido vistas apenas como soluções temporárias até que haja a instalação dos sistemas de esgoto convencionais constituídos por rede coletora e tratamento centralizado.

Uma forma de melhorar os índices de esgotamento sanitário, incluindo coleta e tratamento dos esgotos sanitários, num período de tempo mais curto é através da combinação de sistemas de tratamento locais com sistemas convencionais centralizados. Sistemas descentralizados geralmente são mais sustentáveis, considerando-se o consumo de energia, área para implantação, custos de operação e implantação (Tchobanoglous e Leverenz, 2013; Siegrist, 2017).

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. O material removido de tanques sépticos tem grande concentração de sólidos, matéria orgânica e microrganismos patogênicos, motivo pelo qual demanda manejo adequado, prevendo a remoção, transporte, acondicionamento, tratamento e destino final ambientalmente correto (Pistorello, 2018).

Ingunza *et al.* (2009) relatam que na bibliografia existente, o resíduo de tanque séptico é tratado em alguns casos como se fosse esgoto e, em outros, como lodo. Também é comum encontrar na literatura internacional diferentes nomenclaturas, o que dificulta bastante a revisão de dados em face das diferentes denominações. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) define como material séptico os resíduos líquidos e sólidos removidos de um tanque séptico durante a sua limpeza (USEPA, 1984). Strande (2014) refere-se a lodo ou resíduo fecal, qualificado como materiais provenientes de tecnologias sanitárias on site, resultado da coleta, armazenamento ou tratamento da combinação de excreta e águas negras, com ou sem águas cinzas. Considerando que este resíduo é uma mistura de lodo e esgoto, verifica-se a necessidade de proposição de uma nomenclatura específica para o mesmo, de forma que fique caracterizado que não se trata apenas de lodo ou de esgoto, mas sim uma mistura. Neste trabalho foi empregado o termo resíduo de tanque séptico. Com relação as características físicas, químicas e microbiológicas, este resíduo apresenta uma grande dispersão (Leite *et al.*, 2006). Ingunza *et al.* (2009) complementam que esse resíduo é muito mais concentrado que o esgoto sanitário, mas não chega a ter características semelhantes às de lodo de Estações de Tratamento de Esgotos (ETE).

A USEPA (1984) elenca os seguintes métodos para o tratamento e a disposição de resíduos de tanque séptico: instalações independentes para tratamento e disposição, co-tratamento em estações de tratamento de esgotos existentes e tratamento e disposição no solo. Segundo esta referência os constituintes do material séptico são geralmente similares ao esgoto sanitário, apesar de mais concentrados, sendo possível utilizar os mesmos processos empregados para tratar o esgoto sanitário para o co-tratamento deste resíduo (USEPA, 1984).

O tratamento deste resíduo em uma ETE pode impactar o sistema das seguintes formas: problemas de odor especialmente na área de recepção do resíduo, aumento da quantidade de areia e material retido, aumento da geração de espuma e lodo, aporte de cargas orgânicas e sólidos

significativamente maiores, efluente com concentrações maiores de compostos nitrogenados, potencial de ocorrer carga de choque devido à adição irregular de resíduo e presença de substâncias potencialmente tóxicas no lodo (Narayana, 2020; Heinss e Strauss, 1999).

Havendo a possibilidade de tratar o resíduo de tanque séptico em estações dimensionadas para esgoto sanitário, torna-se importante avaliar o impacto deste co-tratamento para a tomada de decisões e planejamento quanto a gestão deste resíduo. Makinia (2010) aponta que a modelagem matemática é uma das maneiras de se avaliar os impactos, sendo uma ferramenta que permite simular fenômenos reais por meio de fórmulas matemáticas.

A International Water Association (IWA) publicou em 1987 o resultado de um trabalho que tinha como objetivo promover a aplicação e adequação de modelos práticos para o desenvolvimento de projetos e operação de sistemas biológicos de tratamento de esgotos em processos por lodos ativados. O primeiro modelo foi denominado Activated Sludge Model Nº 1 (ASM1) e na sequência foram desenvolvidos uma família de modelos para lodos ativados (Ekama e Takács, 2013). O modelo ASM1 descreve as taxas de remoção de compostos nitrogenados e substâncias orgânicas pelos microorganismos relacionando essas taxas ao consumo de oxigênio e de nitrato e à produção de lodo.

Considerando a possibilidade do recebimento de resíduos de tanques sépticos em estações de tratamento de esgoto doméstico, este trabalho objetivou estimar as cargas de DBO, DQO, amônia e sólidos suspensos totais que poderiam ser recebidas em uma ETE de lodos ativados com aeração prolongada de modo a manter a qualidade do efluente final dentro dos padrões de emissão estabelecidos no estado do Rio Grande do Sul, Brasil, pela Resolução Consema nº 355/2017 (Rio Grande do Sul, 2017), sendo que este artigo está vinculado à dissertação de um de seus autores. Foram simulados os processos de oxidação biológica de matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação utilizando o modelo ASM1. A metodologia e os resultados deste estudo podem servir de subsídio para decisões de gestores de ETES relativas as condições de recebimento de resíduos de tanques sépticos em suas unidades.

Metodologia

A avaliação do co-tratamento de resíduo de tanque séptico em sistema de lodos ativados com aeração prolongada foi realizado com o uso do modelo ASM1 e desenvolvida a partir do projeto hidráulico de uma ETE com capacidade para tratar uma vazão média de 50 L/s (180 m³/h). O projeto foi disponibilizado por uma prestadora de serviços de saneamento que atua no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

A modelagem permite prever o comportamento futuro da ETE e desta forma auxiliar na tomada de decisões quanto ao co-tratamento do resíduo de tanque séptico. Foi utilizado o software WRC

Stoat 5.0., que é de distribuição livre e tem incorporado o modelo Activated Sludge Model Nº 1 (ASM1). Este modelo incorpora as reações biológicas de remoção de matéria carbonácea, nitrificação e desnitrificação que ocorrem no sistema de tratamento selecionado (WRc Stoat, 1999). Neste trabalho não foi feita análise de sensibilidade relativa a mudanças nos valores de parâmetros e coeficientes. Uma vez definidos, as concentrações nos efluentes eram únicas para aqueles valores adotados.

Foram inseridas no modelo as informações das seguintes estruturas da ETE: entrada do esgoto bruto, sistema de lodos ativados composto pela câmara anóxica, tanque de aeração e decantador secundário, saída do esgoto tratado e descarte de lodo a partir do decantador secundário. A Figura 1 apresenta esquema do sistema com identificação das respectivas etapas. Nesta ETE não foi prevista a implantação de decantador primário. Na Tabela 1 estão listadas as dimensões das estruturas da ETE enquanto na Tabela 2 são apresentados os parâmetros de operação que foram inseridos para a estruturação do modelo matemático ASM1, incluindo informações sobre o descarte do lodo. A elevada idade de lodo indica que o sistema de lodos ativados funciona na forma de aeração prolongada (Metcalf & Eddy, 2016).

Considerando este esquema, na “Entrada do esgoto” deu-se o aporte na ETE do esgoto doméstico bruto e do resíduo de tanque séptico com as vazões informadas na Tabela 6 e com as concentrações apresentadas na Tabela 8 considerando o fracionamento da matéria orgânica e nitrogenada. Na “Saída do esgoto tratado” tem-se o resultado para as concentrações de DBO, DQO, amônia e sólidos suspensos totais para cada um dos cenários simulados conforme será apresentado na sequência deste trabalho.

Depois da estruturação do modelo foi realizada a sua calibração utilizando dados do projeto hidráulico, em virtude de não haver estações de tratamento de esgoto em operação com o sistema proposto neste trabalho pela prestadora de serviços de saneamento que forneceu os dados empregados. A calibração consistiu em sucessivas simulações com a ETE operando com uma vazão de 50 L/s de esgoto doméstico, sendo que 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 do Estado do Rio Grande do Sul/Brasil na Resolução Consema nº 355 (Rio Grande do Sul, 2017). Para a vazão de projeto da ETE (4320 m³/dia), são estabelecidos os seguintes limites máximos para os parâmetros: DQO ≤ 180 mg/L, DBO ≤ 60 mg/L, sólidos suspensos totais ≤ 60 mg/L e nitrogênio amoniacal ≤ 20 mg/L.

Tabela 1. Dimensões das estruturas da ETE

Estrutura	Dimensão	Valor
Tanque de aeração - câmara anóxica - câmara aerada	Volume total	4635 m ³
	Volume	2317.5 m ³
	Volume	2317.5 m ³
	Idade do lodo	28 dias
	Tempo de detenção hidráulica	14.7 horas
Decantador secundário	Área superficial	230 m ²
	Profundidade	4.10 m
	Profundidade da entrada	2.00 m

Tabela 2. Parâmetros de operação e compatibilização com modelo ASM1

Parâmetro	Definição da operação
Oxigênio dissolvido na câmara aeróbia	Concentração de 2 mg/L
Sólidos suspensos no tanque de aeração (SSTA)	Concentração de 3500 mg/L mantida através do controle da vazão de descarte de lodo
Recirculação interna	Da câmara aerada para câmara anóxica a uma taxa de 1.5 vezes a vazão de esgoto bruto na entrada
Recirculação de lodo	Do decantador para câmara anóxica a uma taxa de 0.5 vezes a vazão de esgoto bruto da entrada
Descarte de lodo	Taxa fixa a tempo variável de 3 m ³ /h a fim de manter concentração de SSTA

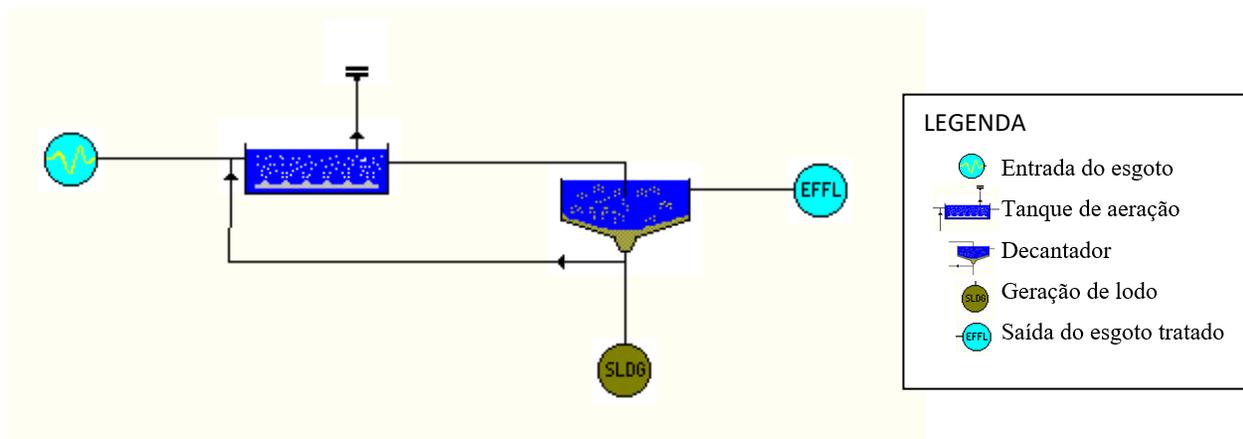


Figura 1. Esquema do sistema de tratamento inserido no modelo para a realização das simulações.

A partir das diferenças identificadas foram realizadas no software alterações nos coeficientes estequiométricos e nos parâmetros cinéticos e da decantação, seguindo-se uma nova simulação. Estas foram repetidas até que o efluente final tivesse atingido as eficiências de tratamento definidas no projeto da ETE. Os valores dos coeficientes e dos parâmetros ficaram dentro das faixas recomendadas na bibliografia. Nas Tabelas 3, 4 e 5 são apresentadas as relações utilizadas para fracionar a DQO e o nitrogênio total do esgoto doméstico bruto e do resíduo de tanque séptico de forma a atender a exigência do modelo ASM1 de que a entrada dos valores desses parâmetros seja em frações pré-determinadas

Tabela 3. Relações utilizadas para fracionar a DQO e nitrogênio amoniacal que se aplicam ao esgoto doméstico e ao resíduo de tanque séptico

Parâmetro	Relação
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. *Fonte: Pistorello (2018).*

Tabela 4. Relações utilizadas para fracionar a DQO do esgoto doméstico

Parâmetro	Relação
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)	$DQOnbp = DQOp - DQObp$
Nitrogênio orgânico não-biodegradável solúvel (NOnbs)	$NOnbs < 0.03 \cdot NTK$ (3)
Nitrogênio orgânico não-biodegradável	$NOnb = 0.06 \cdot SSVnb$ (4)
Sólidos suspensos voláteis não-biodegradáveis (SSVnb)	$SSVnb = (1 - DQObp/DQOp) \cdot SSV$
Nitrogênio orgânico biodegradável particulado (NObp)	$NObp = 0.666 \cdot NOb$ (5)
Nitrogênio orgânico biodegradável solúvel (NObs)	$NObs = 0.333 \cdot NOb$ (5)

Fonte: (1) Bento (2000); (2) Metcalf & Eddy et al. (2016); (3) Parkin e McCarty (1981) (4) Grady et al. (1999) e (5) Vanhooren e Nguyen (1996); Rossler e Pretorius (2001).

Tabela 5. Relações utilizadas para fracionar a DQO e o nitrogênio total do resíduo de tanque séptico considerando as contribuições de Dangol (2013)

Parâmetro	Relação
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)	$DQOnb = 0.683 \cdot DQOt$
Amônia	$Amônia = 0.250 \cdot NTK$
N orgânico não-biodegradável (NOnb)	$NOnb = 0.750 \cdot NTK$
N orgânico não-biodegradável particulado (NOnbp)	$NOnbp = 0.016 \cdot NTK$
N orgânico não-biodegradável solúvel (NOnbs)	$NOnbs = 0.734 \cdot NTK$

Legenda: t total; b biodegradável; nb não-biodegradável; s solúvel; p particulada. Fonte: Pistorello (2018).

A próxima etapa envolveu a avaliação do impacto do co-tratamento deste resíduo na eficiência da ETE em estudo. Foram simulados quatro grupos de cenários nos quais houve a combinação de diferentes vazões do resíduo e de esgoto doméstico. Considerou-se que em cada grupo de cenários, a ETE operaria com uma vazão fixa de esgoto doméstico, alterando-se a fração de resíduo de tanque séptico a ser tratada no sistema.

Com as simulações das diferentes vazões de entrada de esgoto doméstico e resíduo foi possível obter as concentrações de DBO, DQO, amônia e sólidos suspensos totais esperadas no esgoto tratado, permitindo suas comparações com os padrões de lançamento.

Na Tabela 6 são apresentados cada um dos grupos de cenários. Nos Grupos A, B, C e D foram simuladas as vazões de esgotos correspondentes, respectivamente, a 25% (45 m³/h), 50% (90 m³/h), 75% (135 m³/h) e 90% (162 m³/h) da vazão média de projeto da ETE (180 m³/h) que correspondem respectivamente a geração de esgoto de 6750 habitantes, 13500 habitantes, 20250 habitantes e 24300 habitantes. A vazão média de projeto da ETE permite atender 27000 habitantes considerando um consumo *per capita* de 200 L/habitante.dia de água e uma taxa de retorno de 0.8.

Para cada um dos cenários foi simulado um período de operação de seis meses de forma a se obter um novo estado estacionário do sistema. As simulações resultaram em dados de saída constituídos pelas concentrações de DBO, DQO, amônia e SST nos efluentes. Estes dados foram utilizados na elaboração de gráficos resumos.

Com a análise dos gráficos de cada um dos grupos de cenários foi possível determinar qual parâmetro ultrapassou primeiramente o padrão de lançamento estabelecido na legislação e na sequência foi determinada a relação entre a vazão de resíduo de tanque séptico e a concentração final obtida para o referido parâmetro no efluente.

Ao final, foi estabelecida a 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, representando a população que poderia ser atendida pela manutenção/operação de seus sistemas individuais de esgotamento com a garantia de tratamento ambientalmente adequado.

Tabela 6. Grupos e cenários usados para as simulações

Grupo de cenários	Cenários	Esgoto doméstico (m ³ /h)	Resíduo de tanque séptico		
			Proporção com relação à vazão de projeto da ETE (180 m ³ /h)	Vazão (L/s)	Vazão (m ³ /h)
Grupo A	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
Grupo B	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
Grupo C	Cenário 1	135	1%	0.5	1.8
	Cenário 2		3%	1.5	5.4
	Cenário 3		5%	2.5	9
Grupo D	Cenário 1	162	1%	0.5	1.8
	Cenário 2		3%	1.5	5.4
	Cenário 3		5%	2.5	9

É importante destacar que o resíduo de tanque séptico é composto pelo lodo gerado nesse tipo de tratamento e por seu sobrenadante, visto que no momento da limpeza do tanque é realizada a sucção de lodo e esgoto, formando uma mistura que neste trabalho foi denominada resíduo de tanque séptico (Pistorello, 2018).

A produção de lodo proveniente de tanque séptico foi calculada pela Equação (1):

$$VPROD = N \cdot Lf \cdot RDIG$$

Equação (1)

Onde:

VPROD: volume de lodo produzido (L/dia)

N: número de contribuintes

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

RDIG: coeficiente de redução do volume de lodo devido à digestão (adimensional)

De acordo com a NBR 7229 (ABNT, 1993), a produção de lodo fresco (sólidos de lodo não digerido) é de 1.00 L/pessoa.dia para esgoto doméstico. Andreoli e Pompeo (2009) mencionam que a versão anterior desta NBR, datada de 1982, recomendava um valor de RDIG 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 (Pistorello, 2018).

A partir das contribuições de Hartmann et al. (2009) definiu-se que o volume do conteúdo de cada tanque séptico seria dividido da seguinte forma: 70% do volume correspondente a esgoto removido do tanque séptico; 20% lodo a ser removido do tanque séptico e 10% lodo que seria mantido no tanque séptico.

Resultados e discussão

Na Tabela 7 são listadas as características do esgoto doméstico bruto e as do resíduo de tanque séptico que foram utilizadas neste estudo e que foram determinadas através de uma série com 132 análises físico-químicas disponibilizadas por uma prestadora de serviços de saneamento que atua no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

Tabela 7. Caracterização do esgoto doméstico bruto e do resíduo de tanque séptico

Parâmetro	Esgoto (1) (mg/L)	Resíduo de Tanque Séptico (2)			
		Mínimo (mg/L)	Médio (mg/L)	Máximo (mg/L)	Desvio padrão
DBO	200	75	1755	8663	1963
DQO	400	146	6523	29014	7026
N amoniacal	40	12	88	200	47
Sólidos suspensos totais	200	74	6746	47840	10474
Sólidos suspensos voláteis	160	40	4460	27100	6323
Sólidos suspensos fixos	40	12	3314	27420	5881

Fonte: (1) Jordão e Pessôa (2011); (2) Com base nas análises fornecidas pela prestadora de serviços.

Os valores apresentados na Tabela 7, incluindo o alto desvio padrão e o grande intervalo entre o valor mínimo e o valor máximo demonstram a grande variabilidade das características do resíduo

de tanque séptico, situação esta condizente com dados encontrados na bibliografia. Os estudos realizados por Gonçalves (2008) corroboram os valores apresentados nesta tabela. O autor menciona que esse tipo de resíduo apresenta variações de composição que vão desde características de esgotos domésticos até as de lodos. Uma outra constatação importante é que as concentrações de DBO, DQO e sólidos suspensos totais são cerca de 9, 16 e 34 vezes àquelas dos esgotos sanitários.

Para a calibração, validação do modelo e demais simulações, realizou-se o fracionamento da matéria orgânica e nitrogenada do esgoto doméstico e do resíduo de tanque séptico, de acordo com as Tabelas 3, 4 e 5. Os resultados deste fracionamento são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Resultado do fracionamento da DQO e do nitrogênio total do esgoto doméstico e do resíduo de tanque séptico para o modelo ASM1

Parâmetro	Esgoto (mg/L)	Resíduo de tanque séptico (mg/L)
DQO não-biodegradável solúvel (DQOnbs)	30	334
DQO biodegradável solúvel (DQObs)	154	103
DQO biodegradável particulada (DQObp)	166	1961
DQO não-biodegradável particulada (DQOnbp)	50	4124
Amônia (NH ₄ ⁺ /NH ₃)	40	88
Nitrogênio orgânico solúvel (NOs)	9.2	258
Nitrogênio orgânico particulado (NOp)	20.8	6
Nitrogênio orgânico não-biodegradável solúvel (NOnbs)	2.1	258
Nitrogênio orgânico não-biodegradável particulado (NOnbp)	6.7	6
Nitrito/nitrato (NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻)	0.3	0

Além do fracionamento da DQO e nitrogênio total, o uso do modelo ASM1 está condicionado também ao estabelecimento de coeficientes estequiométricos, parâmetros cinéticos e parâmetros do decantador secundário. Os valores usados na calibração do modelo foram àqueles informados pelo próprio modelo ASM1 e pela bibliografia, sendo alguns ajustados na etapa de calibração. Estes valores são apresentados na Tabela 9, onde os parâmetros que tiveram valores ajustados na calibração são identificados pelo asterisco. Os demais valores são os padronizados pelo modelo ASM1 (WRc Stoat, 1999).

Os resultados das simulações para cada grupo de cenários são apresentados nas Figuras 2 a 9. Em cada uma delas, no eixo das abscissas tem-se a proporção de resíduo de tanque séptico utilizado em cada simulação e no eixo das ordenadas a concentração obtida na saída da ETE para os parâmetros DQO, sólidos suspensos totais (SST), DBO e nitrogênio amoniacal. Também são apresentados os padrões de lançamento definidos na legislação e identificados os pontos onde a

concentração de cada parâmetro ultrapassa o padrão exigido na legislação (seta). Os valores obtidos em cada simulação são representados pelos pontos nos gráficos, tendo sido realizadas as conexões através de linhas com curvaturas suaves.

Tabela 9. Coeficientes estequiométricos, parâmetros cinéticos e do decantador utilizados

Símbolo	Nome	Valor	Unidade
Y_A	Rendimento autotrófico	0.28*	mg DQO/mg N
Y_H	Rendimento heterotrófico	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	0.1*	mg N/mg DQO
μ_H	Máxima taxa de crescimento específico da biomassa heterotrófica	0.1768	h^{-1}
b_H	Taxa de decaimento da biomassa heterotrófica	0.001*	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
μ_A	Máxima taxa de crescimento específico da biomassa autotrófica	0.0207	h^{-1}
b_A	Taxa de decaimento da biomassa autotrófica	0.0043*	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	0.0013*	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
η_E	Fator de correção para μ_H sob anoxia	1*	Adimensional
η_h	Fator de correção para hidrólise sob anoxia	0.4	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
	Início da floculação	350	mg/L
	Parcela não sedimentável	0.001	Adimensional

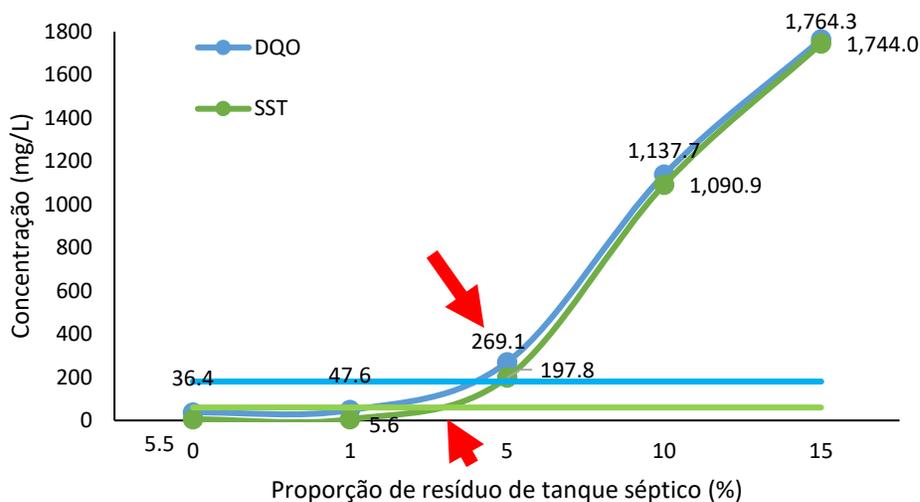


Figura 2. Concentrações de DQO e SST no efluente tratado em função das proporções de resíduos de tanque séptico co-tratados para o cenário A (vazão de esgoto doméstico de 45 m³/h mais as contribuições de resíduo de tanque séptico correspondentes a 1, 5, 10 e 15% da vazão).

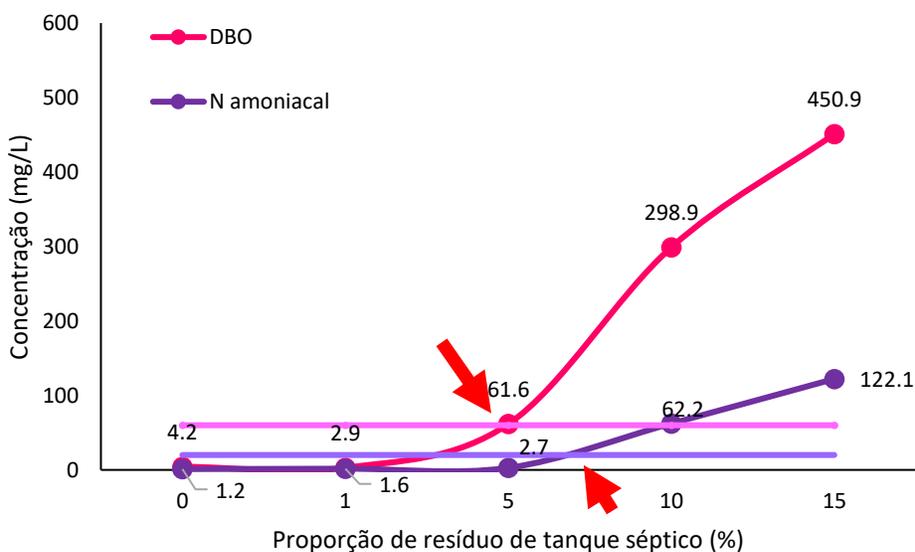


Figura 3. Concentrações de DBO e Nitrogênio amoniacal no efluente tratado em função das proporções de resíduos de tanque séptico co-tratados para o cenário A (vazão de esgoto doméstico de 45 m³/h mais as contribuições de resíduo de tanque séptico correspondentes a 1, 5, 10 e 15% da vazão).

Pela análise das figuras, no grupo de cenários A os parâmetros sólidos suspensos totais e DQO ultrapassam o padrão de lançamento quando a proporção de resíduo de tanque séptico é entre 3% a 5%. Já para os parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal, os padrões de lançamento são ultrapassados quando se tem, respectivamente, cerca de 5% e 7% de resíduo de tanque séptico.

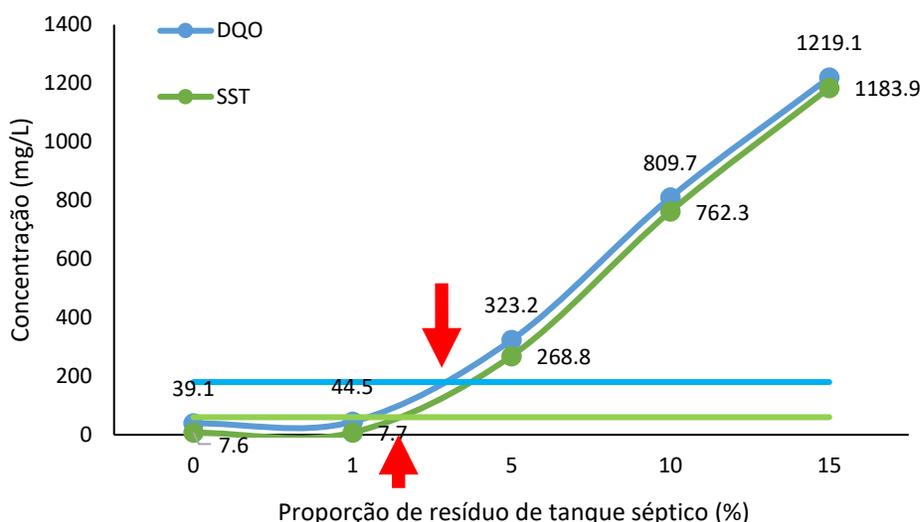


Figura 4. Concentrações de DQO e SST no efluente tratado em função das proporções de resíduos de tanque séptico co-tratados para o cenário B (vazão de esgoto doméstico de 90 m³/h mais as contribuições de resíduo de tanque séptico correspondentes a 1, 5, 10 e 15% da vazão).

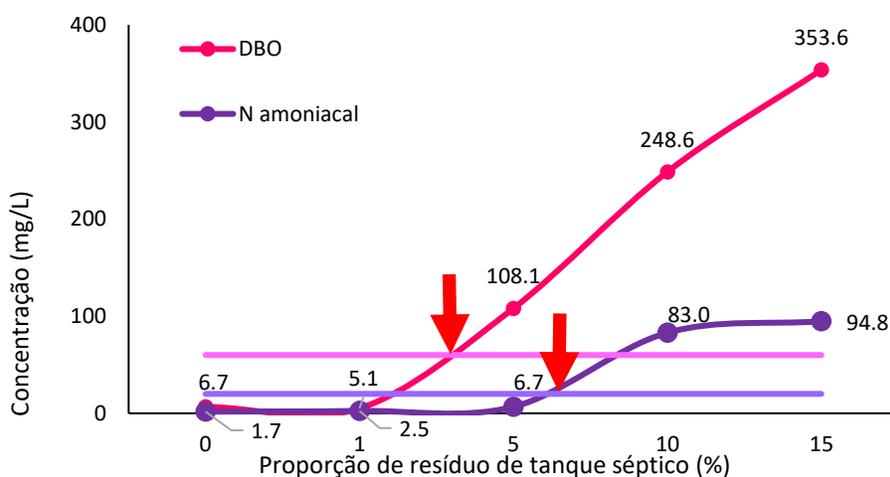


Figura 5. Concentrações de DBO e Nitrogênio amoniacal no efluente tratado em função das proporções de resíduos de tanque séptico co-tratados para o cenário B (vazão de esgoto doméstico de 90 m³/h mais as contribuições de resíduo de tanque séptico correspondentes a 1, 5, 10 e 15% da vazão).

Verifica-se que no grupo de cenários B, houve a superação dos padrões de lançamento para os parâmetros sólidos suspensos totais, DQO, DBO e nitrogênio amoniacal quando as proporções de resíduo de tanque séptico foram aproximadamente 2%, 3%, 3% e 6%, respectivamente. Comparando ao Grupo A, os padrões de lançamento foram superados com uma parcela menor de resíduo. Em ambos os cenários, o parâmetro sólidos suspensos totais foi o primeiro a superar o padrão de lançamento.

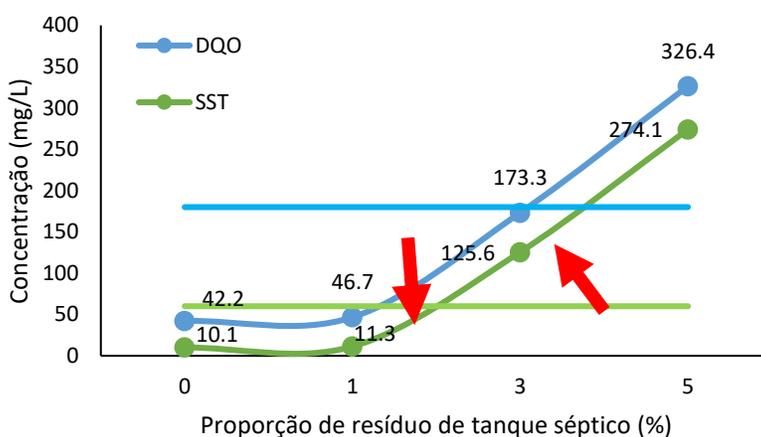


Figura 6. Concentrações de DQO e SST no efluente tratado em função das proporções de resíduos de tanque séptico co-tratados para o cenário C (vazão de esgoto doméstico de 135 m³/h mais as contribuições de resíduo de tanque séptico correspondentes a 1, 3 e 5% da vazão).

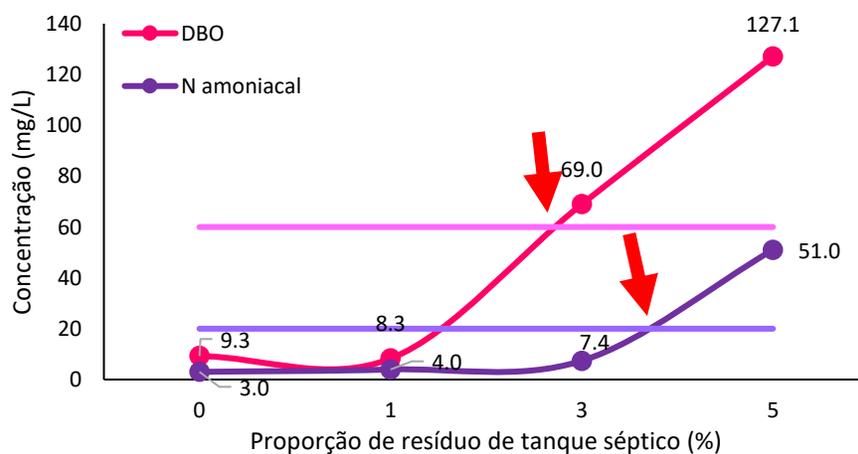


Figura 7. Concentrações de DBO e Nitrogênio amoniacal no efluente tratado em função das proporções de resíduos de tanque séptico co-tratados para o cenário C (vazão de esgoto doméstico de 135 m³/h mais as contribuições de resíduo de tanque séptico correspondentes a 1, 3 e 5% da vazão).

No grupo de cenários C, os parâmetros sólidos suspensos totais, DQO e DBO ultrapassaram os respectivos padrões de lançamento quando a proporção de resíduo de tanque séptico esteve entre 2% a 3%. Os parâmetros DBO e DQO se aproximaram do limite quando a proporção era mais próxima a 3%. Já para o parâmetro nitrogênio amoniacal, houve a superação do padrão de lançamento quando a proporção de resíduo séptico era entre 3% a 4%. Verifica-se que os padrões de lançamento de todos os parâmetros foram superados com parcelas menores de resíduo quando comparados aos Grupos A e B.

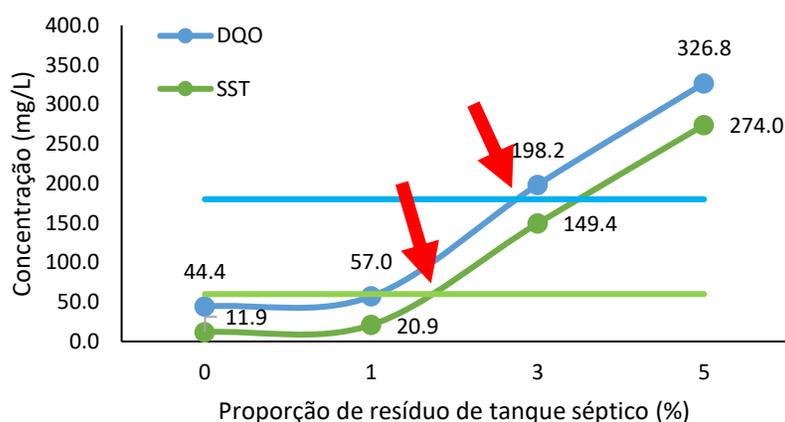


Figura 8. Concentrações de DQO e SST no efluente tratado em função das proporções de resíduos de tanque séptico co-tratados para o cenário D (vazão de esgoto doméstico de 162 m³/h mais as contribuições de resíduo de tanque séptico correspondentes a 1, 3 e 5% da vazão).

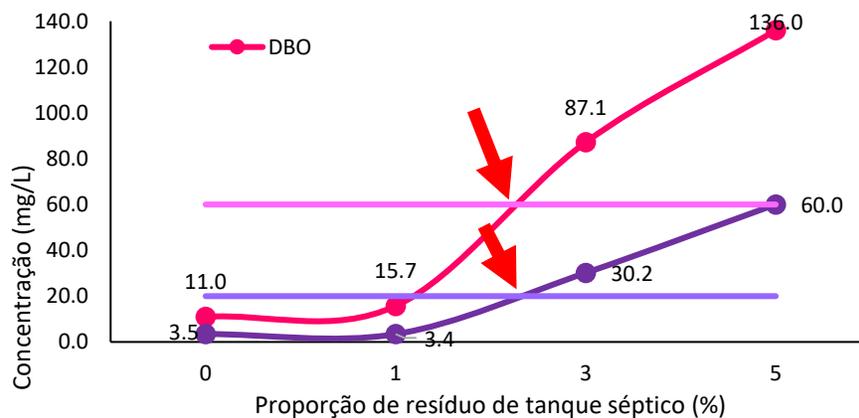


Figura 9. Concentrações de DBO e Nitrogênio amoniacal no efluente tratado em função das proporções de resíduos de tanque séptico co-tratados para o cenário D (vazão de esgoto doméstico de 162 m³/h mais as contribuições de resíduo de tanque séptico correspondentes a 1, 3 e 5% da vazão).

No Grupo de cenários D, houve a superação dos padrões de lançamento para os quatro parâmetros quando as proporções de resíduo de tanque séptico estiveram entre 1 a 3%. Verificou-se que a DQO e o nitrogênio amoniacal se aproximaram do padrão de lançamento quando as proporções eram mais próximas de 3%.

Pela análise das figuras observa-se que o parâmetro sólidos suspensos totais foi o que primeiro superou o padrão de lançamento definido por legislação nos quatro grupos de cenários, portanto, é considerado, neste estudo, o parâmetro limitante neste processo de co-tratamento.

Na Figura 10 são apresentados os pontos que relacionam as parcelas de resíduos de tanque séptico recebidas em cada grupo de cenários com as concentrações de sólidos suspensos totais no efluente tratado, assim como as equações resultantes das interpolações desses pontos e os respectivos coeficientes de determinação (R^2). A partir de cada equação foi determinada a parcela máxima que poderia ser co-tratada em cada grupo de cenários de forma que fosse atendido ao padrão de lançamento previsto em legislação para o parâmetro sólidos suspensos totais (SST = 60 mg/L).

Na Tabela 10 são apresentadas as vazões de resíduos de tanque séptico a ser recebidas na ETE para manter o padrão de lançamento. Também são mostradas as proporções que as vazões de resíduos de tanque séptico representam em relação à vazão média de projeto da ETE (180 m³/h).

Pelos dados apresentados na Tabela 10, conclui-se que, conforme a ETE passa a tratar mais esgoto doméstico e conseqüentemente tem uma diminuição de sua folga operacional, é reduzida também a quantidade de resíduo de tanque séptico que a ETE pode receber e tratar e ainda assim manter os padrões de lançamento definidos na legislação.

Mesmo tendo premissas diferentes, é relevante comparar os dados obtidos neste estudo com os resultados do trabalho de Dangol (2013), desenvolvido na União Européia. Neste caso, os padrões de lançamento para DQO e nitrogênio total eram 125 mg/L e 15 mg/L, respectivamente. A estação utilizada tratava 20000 m³/d de esgoto doméstico, capacidade quase cinco vezes maior do que a utilizada neste trabalho e utilizou resíduos de tanques sépticos com diferentes características e concentrações. Dangol (2013) estimou que seria possível receber 750 m³/d de resíduo com baixa concentração e 75 m³/d de resíduo com média concentração, que correspondem, respectivamente, a 3.75% e 0.375% da vazão de esgoto doméstico da ETE. Os resultados do presente estudo sugerem que seria possível tratar entre 69 a 103 m³/d de resíduo de tanque séptico sem exceder o padrão da legislação 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.

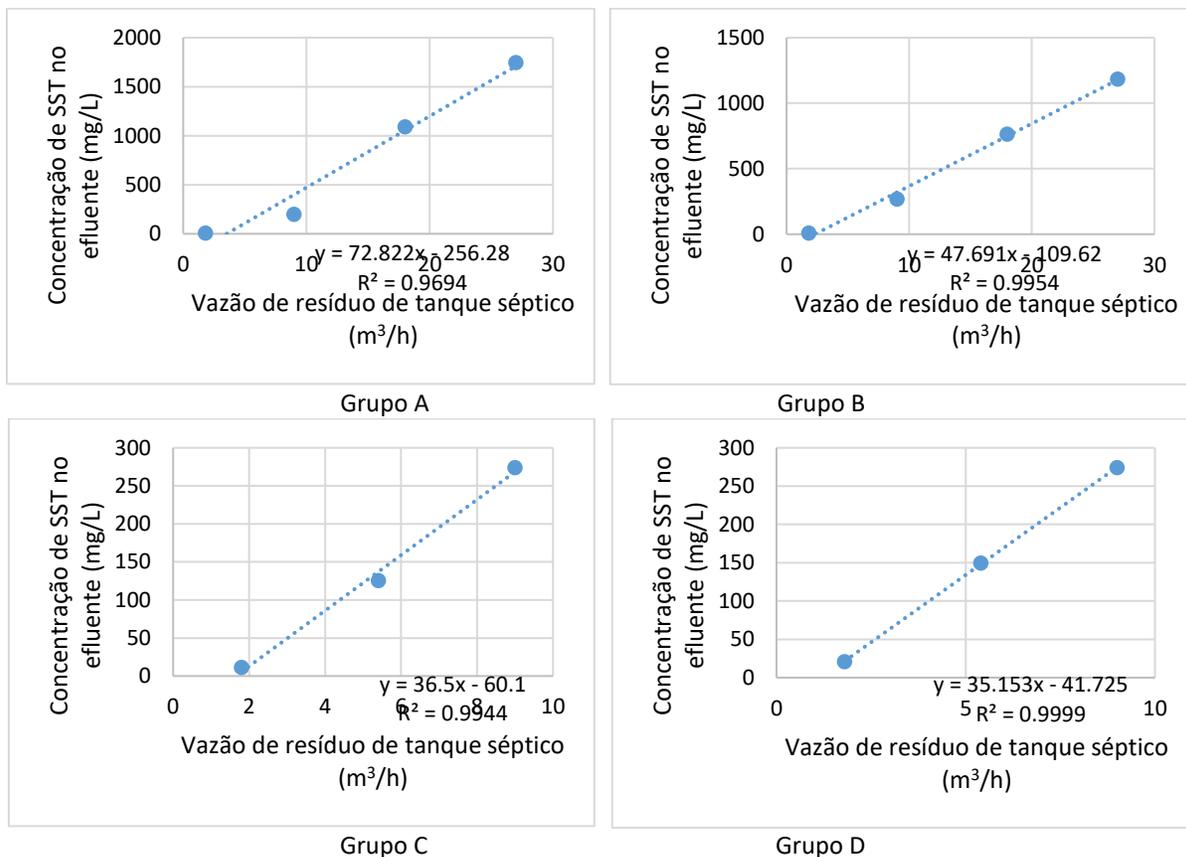


Figura 10. Relações entre as concentrações de SST no efluente e as vazões de resíduos de tanque séptico para cada grupo de cenários.

Tabela 10. Parcela de resíduo de tanque séptico que pode ser recebida em cada grupo de cenários com a manutenção do padrão de lançamento previsto na legislação

Grupo de Cenário	Vazão de esgoto doméstico (m ³ /h)	Vazão de resíduo de tanque séptico a receber (m ³ /h)	Proporção na vazão (%)
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

Heinss e Strauss (1999) indicam que para a determinação da parcela de resíduo de tanque séptico que pode ser tratada em uma ETE devem ser considerados, além da carga de DBO também o acréscimo da carga de sólidos suspensos que pode alterar a composição do lodo no tanque de aeração, sobrecarregar o decantador final. No exemplo apresentado pelos autores, uma ETE composta por sistema de lodo ativado com nitrificação e com 15% de sua capacidade ociosa, teria condições de co-tratar 113 m³/d de resíduo de tanque séptico após este passar por tratamento primário. Esta vazão indicada por Heinss e Strauss (1999) é cerca de 10 a 60% superior as vazões obtidas neste estudo, que conforme indicado anteriormente, sugere que seria possível tratar entre 69 a 103 m³/d de resíduo de tanque séptico sem exceder o padrão da legislação ambiental.

Os resultados de Heinss e Strauss (1999) e Dangol (2013) corroboram que é possível co-tratar resíduo de tanque séptico em sistema de lodos ativados, atendendo a eficiência exigida por legislação ambiental, desde que considerados os percentuais que podem ser recebidos na ETE.

Conforme mencionado, o resíduo de tanque séptico é formado por esgoto (70%) e lodo (30%). No processo de limpeza dos tanques estabeleceu-se que é removido 90% de seu volume, sendo que deste percentual 70% são formados por esgotos e 20% por lodos. Desta forma, permanecem nos tanques um volume de 10% de resíduos que é apenas lodo. A Figura 11 ilustra a composição do resíduo de tanque séptico e também a remoção do mesmo que ocorre no processo de limpeza.

Considerando estas informações, foi elaborada a Tabela 11 mostrando, para os cenários A, B, C e D, os volumes diários disponíveis de resíduo de tanque séptico, os volumes de resíduos removidos (90% do volume total) e os volumes removidos que correspondem, respectivamente, as parcelas de esgotos (70% do volume total) e lodos (20% do volume total). Permanecem 10% de resíduos de tanques sépticos formados inteiramente por lodos. Ressalta-se que os volumes diários de resíduos de tanques sépticos removidos mostrados na coluna (3) da Tabela 11 correspondem aos valores mostrados na coluna (3) da Tabela 10, alterando-se as unidades de m³/h para L/d.

A partir destes dados, foi determinada 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. Para isto, considerou-se que a limpeza de cada tanque séptico seria realizada uma vez por ano e que um habitante contribuiu com 1 litro de lodo fresco por dia, ou seja, cada habitante contribui com 365 L de lodo fresco por ano. O volume do lodo é reduzido por processo de digestão, sendo considerada a taxa de conversão de 0.25 L de lodo digerido para 1 L de lodo fresco. Isto resulta no volume per capita anual de 91.25 L de lodo digerido por habitante por ano.

A divisão do volume diário de lodo gerado nos tanques sépticos (30% do volume diário total disponível de resíduo de tanque séptico) por este volume per capita permite calcular a população que pode ser beneficiada com a coleta do resíduo de tanque séptico. Por exemplo, para o cenário

A, a população beneficiada seria 377 habitantes por dia, que resulta da divisão entre 34400 L/d (30% do volume do resíduo de tanque séptico) e 91.25 L/hab-dia. A população anual beneficiada, 97760 habitantes, foi calculada considerando que a limpeza dos tanques sépticos ocorrerá apenas em dias úteis, totalizando 260 dias por ano (52 semanas e 5 dias por semana). Haveria necessidade de capacidade de armazenamento na ETE considerando que os veículos que fariam a limpeza dos tanques trabalhariam somente 8 horas por dia, enquanto a ETE operaria 24 horas/dias e todos os dias da semana. Na Tabela 12 é apresentado o volume diário de lodo gerado nos tanques sépticos (soma das colunas (5) e (6) da Tabela 11) e a população diária e anual estimada que poderia ser beneficiada com o serviço de limpeza de fossas, para os diferentes cenários.

Figura 11. Composição volumétrica do resíduo de tanque séptico e contribuições das parcelas de esgoto e lodo no resíduo que é removido.

Volume total disponível de resíduo de tanque séptico (L/d) 100%	Lodo 30%	Volume diário de lodo que permanece no tanque séptico (L/d) 10%	Volume diário de resíduo que permanece no tanque séptico (L/d) 10%
		Volume diário de lodo removido do tanque séptico (L/d) 20%	Volume diário de resíduo de tanque séptico removido (L/d) 90%
Volume total disponível de resíduo de tanque séptico (L/d) 100%	Esgoto 70%	Volume diário de esgoto removido do tanque séptico (L/d) 70%	
		Volume diário de esgoto removido do tanque séptico (L/d) 70%	

Fonte: adaptado de Hartmann et al. (2009) e Pistorello (2018).

Tabela 11. Volumes diários de esgoto doméstico e lodo removidos dos tanques sépticos que são possíveis de tratar na ETE sem comprometer os padrões de lançamento estabelecidos pelo órgão ambiental

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Grupos de cenários	Volume diário total disponível de resíduo de tanque séptico (L/d)	Volume diário de resíduo de tanque séptico removido (L/d) (3) = (2) x 0,90	Volume diário de esgoto no resíduo de tanque séptico removido (L/d) (4) = (2) x 0,70	Volume diário de lodo no resíduo de tanque séptico removido (L/d) (5) = (2) x 0,20	Volume diário de lodo no resíduo de tanque séptico não removido (L/d) (6) = (2) * 0,10
Grupo A	114667	103200	80267	22933	11467
Grupo B	96000	86400	67200	19200	9600
Grupo C	88000	79200	61600	17600	8800
Grupo D	77333	69600	54133	15467	7733
Correspondência com o volume total dos tanques sépticos	100%	90%	70%	20%	10%

Tabela 12. Volumes de lodo gerado nos tanques sépticos por dia e a população a ser beneficiada com a limpeza dos sistemas.

Grupos de cenários	População atendida pela vazão de esgoto doméstico (hab/d)	Volume diário de lodo gerado nos tanques sépticos (L/d)	População a ter seu resíduo coletado	
			hab/d	hab/ano
Grupo A	6750	34400	376	97760
Grupo B	13500	28800	315	81900
Grupo C	20250	26400	289	75140
Grupo D	24300	23200	254	66040

Conforme os dados expostos nas tabelas anteriores, o cenário em que a ETE teria condições de co-tratar a maior porcentagem de resíduo de tanque séptico seria o Cenário A. Neste caso, a ETE estaria tratando esgoto doméstico a uma capacidade de 25% da vazão média projetada (45 m³/h) e seria possível co-tratar no período de um ano, de forma ambientalmente adequada, resíduo de tanque séptico gerado por 97760 habitantes.

Já 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. Neste contexto a ETE estaria tratando 162 m³/h de esgoto doméstico (90% da vazão média de 180 m³/h) que chegaria através do sistema de coleta. Seria possível beneficiar cerca de 66040 pessoas com o tratamento adequado de seu resíduo séptico.

Em todos estes cenários a ETE conseguiria receber uma parcela de resíduo de tanque séptico, tratando-o em conjunto com a vazão de esgoto doméstico que aportaria através do sistema de coleta. Respeitadas as parcelas simuladas neste estudo, seria possível atender aos padrões de lançamento exigidos pela Resolução Consema nº 355 (Rio Grande do Sul, 2017) para o efluente tratado: DQO \leq 180 mg/L, DBO \leq 60 mg/L, sólidos suspensos totais \leq 60 mg/L e nitrogênio amoniacal \leq 20 mg/L, com eficiências variáveis para cada parâmetro e cada cenário.

Conclusões

Este estudo avaliou o co-tratamento de resíduo de tanque séptico com esgotos domésticos em uma ETE constituída por lodos ativados. Foi utilizado o modelo ASM1 para simular os processos de oxidação da matéria orgânica, de nitrificação e de desnitrificação. Foram considerados quatro cenários de vazões de esgotos domésticos e proporções de resíduos de tanque séptico.

Em todas as simulações realizadas, o parâmetro que primeiro superou o padrão de lançamento estabelecido pela legislação aplicável foi sólidos suspensos totais. No cenário em que a ETE opera com 25% de sua vazão de projeto, verificou-se que é possível receber, em relação a capacidade total da ETE, até 2.4% (4.3 m³/h) de resíduo de tanque séptico mantendo-se o atendimento aos padrões de lançamento estabelecidos. Por outro lado, para o cenário em que a ETE opera com uma vazão de esgoto doméstico de 90% da vazão de projeto, o máximo de resíduo de tanque séptico que a ETE poderá receber é 1.6% (2.9 m³/h). À medida que as vazões de esgotos da ETE aproximam-se da vazão de projeto, verificou-se que diminui a proporção de resíduo de tanque séptico que poderá ser recebida e tratada na ETE mantendo a qualidade do efluente final.

Pelos resultados deste estudo, o co-tratamento de resíduo de tanque séptico com esgoto doméstico mostra-se uma alternativa tecnicamente viável desde que respeitados as proporções de resíduo a serem recebidas. O co-tratamento poderia ser incorporado no planejamento dos sistemas de esgotamento sanitário sendo previsto na concepção e no dimensionamento das ETEs. Isso permitiria que áreas de municípios nas quais a implantação do sistema convencional de coleta de esgoto fosse inviável ou muito honeroso fossem atendidos com um sistema adequado de esgotamento sanitário.

Verifica-se que uma alternativa para expandir os serviços de esgotamento sanitário nos pequenos municípios poderia ser o estímulo a sistemas compostos por tanques sépticos e unidades complementares, como filtros anaeróbios que possuem maior eficiência de tratamento e resultam num efluente tratado de melhor qualidade. Uma etapa fundamental envolveria a gestão adequada do resíduo de tanque séptico que incluiria a coleta e seu tratamento em ETEs maiores localizadas em outros municípios que tivessem folga operacional, inclusive uma folga planejada.

Referências

- Andreoli, C. V.; Pompeo, R. P. (2009) Introdução. In Andreoli, C. V. (Coord.). *Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final*, ABES, Rio de Janeiro, 19-23.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1993) *NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos*, Rio de Janeiro.
- Bento, A. P. (2000) *Caracterização da microfauna no sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/SC: Um instrumento de controle operacional e avaliação da eficiência do processo*, Tese de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 167 f.
- Brasil (2021) *Diagnóstico temático: Serviços de água e esgotos. Visão geral*, Secretaria Nacional de Informações sobre Saneamento, MDR, Brasília. Acesso em 23 de setembro de 2022, disponível em: https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/Snis/AGUA_E_ESGOTO/REPUBLICACAO_DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AE_SNIS_2022.pdf
- Dangol, B. (2013) *Faecal sludge characterization and co-treatment with municipal wastewater: process and modeling considerations*, Master of science, Institute for Water Education, Unesco, Delf, 129 p.
- Ekama, G.A., Takács, I. (2013) Modeling. In Jenkins, D., Wanner, J. (Eds.), *Activated sludge – 100 years and counting*, IWA, London, 71-291.
- Gonçalves, C. do P. (2008) *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)*, Tese de mestrado em Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 160 p.
- Grady, C. P. L. Jr., Daigger, G. T., Lim, H. C. (1999) *Biologic wastewater treatment*, 2a ed., Marcel Dekker Inc, Nova York.
- Hartmann, C. M., Andreoli, C. V., Edwiges, T., Lupatini, G., Andrade Neto, C. O. de. (2009) 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*, ABES, Rio de Janeiro, 24-40.
- Heinss, U., Strauss, M. (1999) Co-treatment of faecal sludges and wastewater in tropical climates. EAWAG/SANDEC.
- 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. (2009) 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*, ABES, Rio de Janeiro, 41-75.
- Jordão, E. P., Pêsoa, C. A. (2011) *Tratamento de esgotos domésticos*, 6a ed., ABES, Rio de Janeiro.
- Leite, B. Z., Ingunza, M. D. P., Andreoli, C. V. (2006) Lodo de decanto-digestores. In Andreoli, C. V. (Org.), *Biossólidos: alternativas de uso de resíduos do saneamento*, ABES, Rio de Janeiro, 361-398.
- Makinia, J. (2010) *Mathematical modelling and computer simulation of activated sludge systems*, IWA Publishing, London.
- Metcalf & Eddy, Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D. (2016) *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*, tradução de Ivanildo Hespanhol e José Carlos Mierzwa, 5a ed., AMGH, Porto Alegre.
- Narayana, D. (2020) *Co-treatment of septage and faecal sludge in sewage treatment facilities*, IWA Publishing, London.
- Parkin, G. F., Mccarty, P. L. (1981) Sources of soluble organic nitrogen in active sludge effluents, *Journal WPCF*, **53**(1), 89-98.
- Pistorello, J. (2018) *Simulação do co-tratamento de resíduo de tanque séptico em estação de tratamento de esgoto doméstico*, Tese de mestrado, Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 123 p.
- Prüss-Üstün, A., Wolf, J., Corvalán, C., Bos, R., Neira, M. (2016) *Preventing diseases through healthy environments: a global assessment of the burden of disease from environmental risks*, World Health Organization, Geneva.
- Rio Grande do Sul (2017) *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.

- Rossle, W. H., Pretorius, W. A. (2001) A review of characterisation requirements for in-line prefermenters Paper 1: Wastewater characterization, *Water SA*, **27** (3), 405-412.
- Siegrist, R. L. (2017) *Decentralized water reclamation engineering*, Springer, Switzerland.
- Strande, L. (2014) The global situation. In Strande, L., Ronteltap, M., Brdjanovic, D. (Eds.), *Faecal sludge management: systems approach for implementation and operation*, IWA Publishing, London, 1-14.
- Tchobanoglous, G., Leverenz, H. (2013) The rationale for decentralization of wastewater infrastructure. In Larson, T.A., Udert, K.M., Lienert, J. (Eds.), *Source separation and decentralization for wastewater management*, IWA Publishing, London, 101-115.
- Vanhooren, H., Nguyen, K. (1996) *Development of a Simulation Protocol for Evaluation of Respirometry-Based Control Strategies Report*, [S.l.: s.n.].
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (1984) *Handbook: septage treatment and disposal*, EPA, Cincinnati.
- WRc STOAT (1999) *User Guide*, UK Urban Pollution Management.