



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E  
TECNOLOGIA SUL-RIO-GRANDENSE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA  
E CIÊNCIAS AMBIENTAIS



FILLIPE PACHECO DA SILVA

**PROJETO DE SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO PARA TRATAMENTO DO  
EFLUENTE SANITÁRIO DE UM *CAMPUS* UNIVERSITÁRIO**

PELOTAS

2022

FILLIPE PACHECO DA SILVA

**PROJETO DE SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO PARA TRATAMENTO DO  
EFLUENTE SANITÁRIO DE UM *CAMPUS* UNIVERSITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia e Ciências Ambientais do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-riograndense, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Dr. Michel David Gerber

PELOTAS

2022

### Ficha Catalográfica

S586p Silva, Fillipe Pacheco da.  
Projeto de sistema alagado construído para tratamento do efluente sanitário de um *campus* universitário / por Fillipe Pacheco da Silva. – 2022.  
100 p. : il. Color.  
Orientador: Prof. Dr. Michel David Gerber.  
Inclui um projeto.  
Dissertação (mestrado) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, Mestrado Profissional em Engenharia e Ciências Ambientais, Pelotas, 2022.  
1. *Wetlands* construídos. 2. Zona de raízes. 3. Esgoto sanitário. 4. Reuso de efluentes. 5. Macrófitas aquáticas emergentes. I. Gerber, Michel David. II. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense – IFSul. III. Título.

CDD 628

Catálogo na publicação:  
Bibliotecária Silvia Regina de Lima Veleda CRB 10/2038  
Biblioteca IFSul - *Campus* Pelotas

**FILLIPE PACHECO DA SILVA**

**PROJETO DE SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO PARA TRATAMENTO DO  
EFLUENTE SANITÁRIO DE UM *CAMPUS* UNIVERSITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia e Ciências Ambientais do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre.

Dissertação defendida e aprovada em: 18 de julho de 2022.

Banca examinadora:

Examinador 1: Prof. Dr. Daniel Ricardo Arsand, IFSul

Examinadora 2: Prof<sup>a</sup>. Dra. Giani Mariza Britzuis Barwald, IFSul

Examinador 3: Prof. Dr. Lademir Luiz Beal, UCS

Presidente: Prof. Dr. Michel David Gerber, IFSul

### **Dedicatória**

Dedico este trabalho à minha mãe (*in memoriam*), empreendedora, educadora por paixão, que sempre acreditou no poder do bem e da educação.

## RESUMO

A Universidade Federal do Rio Grande possui um de seus *campi* localizado em Santa Vitória do Palmar/RS. Por não haver sistema de coleta e tratamento de esgoto nesse Município, a Instituição faz uso de fossas sépticas, filtros anaeróbios e valas de infiltração para tratamento e destinação do efluente. Porém, estudos de permeabilidade do solo local, demonstraram a inviabilidade desse sistema pela baixa taxa de infiltração. Dessa forma, buscaram-se soluções alternativas ao tratamento e destinação do efluente local. A partir de levantamento tecnológico existente optou-se por projetar um Sistema Alagado Construído (SAC). Após estudo institucional e balanço hídrico do *campus*, evidenciou-se que a população universitária em 2019 era de 563 pessoas e consumia em média  $130 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$  ( $10,5 \text{ L p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ) de água tratada, com potencial de expansão para 868 pessoas e geração de efluente sanitário mensal e *per capita* de  $267 \text{ m}^3$  e  $14,1 \text{ L p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ . Tendo como base a caracterização do efluente da Casa do Estudante Universitário do Campus Carreiros, o efluente apresenta  $253 \pm 44 \text{ gDBO}_{5,20} \text{ L}^{-1}$ ,  $497 \pm 33 \text{ gDQO L}^{-1}$  e  $97 \pm 16 \text{ gSST L}^{-1}$  no tanque séptico e  $119 \pm 28 \text{ gDBO}_{5,20} \text{ L}^{-1}$ ,  $281 \pm 21 \text{ gDQO L}^{-1}$ ,  $68 \pm 14 \text{ gSST L}^{-1}$ ,  $30 \pm 4 \text{ mgN-NH}_4 \text{ L}^{-1}$  e  $6,4 \pm 1 \text{ mgP L}^{-1}$  no filtro anaeróbio. Por fim, para tratamento do efluente pós tanque séptico do *campus*, projetaram-se dois SAC de Fluxo Subsuperficial Horizontal em paralelo, com largura, comprimento e profundidade útil de  $8,50 \times 17,00 \times 0,65 \text{ m}$ , respectivamente, para vazão individual de  $133,5 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$ , resultando em TDH de 6 dias, área superficial de  $144,50 \text{ m}^2$  para cada SAC e taxa de aplicação orgânica superficial e transversal de  $9,24$  e  $242 \text{ gDBO m}^2 \text{ d}^{-1}$ , respectivamente. As simulações dos modelos hidráulicos apresentaram coeficientes cinéticos entre  $0,3$  e  $0,4 \text{ d}^{-1}$ , similares aos de modelos não ideais (P-k-C\*, NTIS e fluxo disperso). Visando melhor performance e estabilidade do sistema, se considerou brita 1 para compor o meio suporte, brita 4 nas zonas de entrada e saída e policultura de três macrófitas aquáticas emergentes principais (*Typha* spp, *S. californicus* e *Z. bonariensis*), e duas ornamentais (*Canna indica* e *Heliconia psittacorum*). Recomenda-se como forma de destino do efluente tratado a irrigação da vegetação e o lançamento indireto em águas superficiais por meio de valas de drenagem pluvial situadas próximas à universidade.

**Palavras-chaves:** *Wetlands* construídos, zona de raízes, esgoto sanitário, reúso de efluentes, macrófitas aquáticas emergentes, modelo hidráulico e cinético de reator.

## ABSTRACT

Santa Vitória do Palmar/RS is home to one of the Federal University of Rio Grande's campuses. Since this municipality lacks a sewage collection and treatment system, the Institution treats and disposes of effluent using septic tanks, anaerobic filters, and infiltration trenches. However, studies of local soil permeability revealed that this system is impractical due to the low infiltration rate. As a result, alternative solutions for the treatment and disposal of local effluent were sought. It was decided to design a Constructed Wetland System (CW) based on an existing technological survey. Following an institutional study and water balance of the campus, it was discovered that the university population in 2019 was 563 people that consumed  $130 \text{ m}^3 \text{ month}^{-1}$  ( $10,5 \text{ L p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ) of treated water, with a maximum capacity of 868 people after expansion works, resulting in estimated sanitary effluent generation of  $267 \text{ m}^3 \text{ month}^{-1}$  ( $14,1 \text{ L p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ). According to the characterization, the effluent of university student's residence at campus Carreiros has  $253 \pm 44 \text{ gBOD}_{5,20} \text{ L}^{-1}$ ,  $497 \pm 33 \text{ gCOD L}^{-1}$  and  $97 \pm 16 \text{ gTSS L}^{-1}$  in the septic tank and  $119 \pm 28 \text{ gBOD}_{5,20} \text{ L}^{-1}$ ,  $281 \pm 21 \text{ gCOD L}^{-1}$ ,  $68 \pm 14 \text{ gTSS L}^{-1}$ ,  $30 \pm 4 \text{ mgN-NH}_4 \text{ L}^{-1}$  and  $6.4 \pm 1 \text{ mgP L}^{-1}$  on the anaerobic filter. Finally, two parallel CW of Horizontal Subsurface Flow were designed for the treatment of effluent after the campus's septic tank, with width, length, and useful depth of 8.50, 17.00 and 0.65 m, respectively, to individual flow of  $133.5 \text{ m}^3 \text{ month}^{-1}$ , resulting in 6 day of hydraulic detention time, surface area of  $144.50 \text{ m}^2$  for each CW, surface organic application rate of  $9.24 \text{ gDBO m}^{-2} \text{ day}^{-1}$  and cross-section organic application rate of  $242 \text{ gDBO m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ . The simulations of kinetics and reactor hydraulics revealed kinetic coefficients between 0.3 and  $0.4 \text{ d}^{-1}$ , similar to the non-ideal models (P-k-C\*, NTIS and dispersed flow). Gravel 1 was used as the support medium, gravel 4 was used in the entrance and exit zones, and a polyculture of three main emerging aquatic macrophytes (*Typha* spp, *Scirpus californicus*, and *Zizaniopsis bonariensis*) and two ornamental macrophytes (*Canna indica* and *Heliconia psittacorum*). Following the mapping, irrigation of vegetation and indirect release into surface waters via rainwater drainage trenches near the university are recommended as possible destinations for the treated effluent.

**Keywords:** Constructed Wetlands, root zone, sanitary sewage, wastewater reuse, emergent macrophytes, kinetics and reactor hydraulics.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Classificações de Sistemas Alagados Construídos .....	18
Figura 2 – Possíveis interações na zona de raízes do SAC.....	18
Figura 3 – Sistema alagado construído de fluxo superficial (SACFS).....	21
Figura 4 – Sistema alagado construído de fluxo subsuperficial horizontal (SACFH).23	
Figura 5 – Perfis longitudinais de concentração para SACFH variando NTIS.....	25
Figura 6 – Sistema alagado construído de fluxo subsuperficial vertical (SACFV). ....	27
Figura 7 – Fluxograma das etapas de desenvolvimento do projeto .....	38
Figura 8 – CEU 4 e locais de coleta do efluente (fossa e filtro).....	42
Figura 9 – Efluente da fossa (esquerda) e filtro biológico (direita) .....	44
Figura 10 – Fluxograma de blocos .....	47
Figura 11 – Representação de reator PFR (acima) e CSTR (abaixo).....	50
Figura 12 – Representação do modelo hidráulico de tanques em série (acima) e fluxo disperso (abaixo).....	51
Figura 13 – Mapa de edificações do campus Santa Vitória do Palmar. ....	57
Figura 14 – Esquema de ensaio de permeabilidade do solo.....	59
Figura 15 – Gráfico de correlação entre taxa de percolação e taxa de aplicação superficial .....	60
Figura 16 – Gráfico mensal do consumo de água da CORSAN de 2017, 2018 e 2019 .....	61
Figura 17 – Gráfico do histórico mensal do consumo de água da CORSAN de 2017 a 2019 .....	63
Figura 18 – Principais drenos para escoamento de água pluvial de Santa Vitória do Palmar.....	69
Figura 19 – Demarcação e distâncias da drenagem pluvial de SVP ao campus da FURG .....	70
Figura 20 – Imagens do canal de drenagem pluvial nos pontos 1 e 2 demarcados na Figura 19.....	70
Figura 21 – Mapa ampliado na região do CSVP e do canal d’água próximo ao campus .....	70
Figura 22 – Imagens do canal d’água próximo ao CSVP nos pontos 3 a 5 demarcados na Figura 21 .....	71



Figura 23 – Imagens do canal d’água próximo ao CSVP nos pontos 6 a 8 demarcados na Figura 21 .....	71
Figura 24 – Delimitação aproximada do polígono referente à área do CSVP .....	72
Figura 25 – Canteiros e arborização no CSVP .....	72
Figura 26 – Fluxograma de processos para o sistema completo de tratamento de efluentes do CSVP proposto. Em pontilhado verde e vermelho estruturas já operantes e em execução, respectivamente.....	77
Figura 27 – Relação entre Taxa de aplicação orgânica superficial, TDH e Área Superficial do SACFH .....	79
Figura 28 – Relação dos coeficientes cinéticos calculados e recomendados (faixas pontilhadas), taxa de aplicação orgânica superficial e TDH.....	81
Figura 29 – Elevação do solo em relação ao nível do mar nas edificações do CSVP .....	82

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Granulometria do leito para SACFH .....	23
Tabela 2 – Granulometria e alturas do leito para SACFV .....	28
Tabela 3 – Parâmetros lançamento em águas superficiais de acordo com classificação NBR 13969.....	31
Tabela 4 – Parâmetros de lançamento em águas superficiais conforme CONAMA nº 430/2011 .....	31
Tabela 5 - Principais parâmetros lançamento em águas superficiais para vazões menores $200 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ .....	32
Tabela 6 – Limite de nutrientes em receptores com registro de cianobactérias (vazão $< 1.000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ ).....	32
Tabela 7 – Mananciais de abastecimento público com registro de floração de cianobactérias no RS (set 2008 a ago 2018) .....	33
Tabela 8 – Padrão mínimo para lançamento nas galerias de águas pluviais.....	34
Tabela 9 – Parâmetros para reúso do efluente conforme classificação pela NBR 13969 .....	36
Tabela 10 – Principais parâmetros de água de reúso para fins urbanos .....	37
Tabela 11 – Parâmetros de condutividade e RAS da água de reúso para fins urbanos .....	37
Tabela 12 – Parâmetros de análises laboratoriais dos efluentes e métodos utilizados .....	43
Tabela 13 – Parâmetros de análise in loco dos efluentes e equipamentos utilizados .....	43
Tabela 14 – Comunidade universitária do campus Santa Vitória do Palmar em dez/2019 .....	57
Tabela 15 – Estimativa da população máxima em cada nova edificação .....	58
Tabela 16 – Consumo de água mensal do campus Santa Vitória do Palmar .....	58
Tabela 17 – Taxas de percolação vs taxas de aplicação superficial ABNT NBR 13969:1997 .....	60
Tabela 18 – Contribuição individual de efluente da população universitária estimada conforme ABNT .....	62
Tabela 19 – Contribuição total de efluente da população universitária estimada conforme ABNT .....	62

Tabela 20 – Estimativa de aumento de efluente da população universitária conforme ABNT .....	65
Tabela 21 – Caracterização efluente da CEU 4 do campus Carreiros .....	66
Tabela 22 – Caracterização efluente doméstico conforme literatura.....	67
Tabela 23 – Comparativo entre SACFH e SACFV .....	73
Tabela 24 – Dados de entrada considerados para projeto do SACFH.....	78
Tabela 25 – Atendimento à patógenos para reúso do efluente tratado (Res. Consema nº 419/2020).....	78
Tabela 26 – Dimensionamento SACFH vs taxa de aplicação orgânica superficial ...	80

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>13</b>
1.1	Justificativa .....	14
1.2	Objetivos.....	15
1.2.1	Objetivo Geral.....	15
1.2.2	Objetivos Específicos .....	15
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>16</b>
2.1	Tratamento de Efluentes Sanitários.....	16
2.2	Sistemas Alagados Construídos.....	17
2.2.1	SAC de Fluxo Superficial (SACFS).....	21
2.2.2	SAC de Fluxo Subsuperficial Horizontal (SACFH) .....	22
2.2.3	SAC de Fluxo Subsuperficial Vertical (SACFV) .....	26
2.3	Parâmetros Legais para Destinação do Efluente Tratado .....	28
2.3.1	Lançamentos em Águas Superficiais.....	30
2.3.1.1	Galerias Pluviais .....	34
2.3.2	Reúso Local.....	35
<b>3</b>	<b>METODOLOGIA.....</b>	<b>38</b>
3.1	Caracterização do Ambiente Institucional.....	38
3.2	Caracterização do Problema .....	39
3.3	Balanço Hídrico do CSVP.....	40
3.3.1	Balanço Hídrico dos Prédios em Operação .....	40
3.3.2	Balanço Hídrico dos Novos Prédios .....	41
3.4	Caracterização do Efluente .....	41
3.5	Possíveis Destinações do Efluente Tratado .....	44
3.5.1	Pontos para Lançamento em Águas Superficiais .....	45
3.5.2	Formas de Reúso Local.....	45
3.6	Seleção do Regime Hídrico e Material Suporte do SAC.....	45
3.7	Seleção de Plantas.....	46
3.8	Dimensionamento.....	46
3.8.1	Dimensões e TDH .....	47
3.8.2	Modelos Hidráulicos de Reatores e Cinética de Reação.....	50
3.8.2.1	Coeficiente cinético para CSTR.....	52
3.8.2.2	Coeficiente cinético para PFR .....	52
3.8.2.3	Coeficiente cinético para Fluxo Disperso.....	53
3.8.2.4	Coeficiente cinético para modelo de Tanques em Série.....	54
3.8.2.5	Coeficiente cinético para modelo de P-k-C* .....	55
3.8.3	Detalhamento do Projeto .....	55
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>56</b>

4.1	Caracterização do Ambiente Institucional.....	56
4.2	Caracterização do Problema .....	59
4.3	Balanço Hídrico do CSVP.....	60
4.3.1	Balanço Hídrico dos Prédios em Operação .....	61
4.3.2	Balanço Hídrico dos Novos Prédios .....	64
4.4	Caracterização do Efluente .....	65
4.5	Possíveis Destinações do Efluente Tratado .....	68
4.5.1	Pontos para Lançamento em Águas Superficiais .....	68
4.5.2	Formas de Reúso Local.....	71
4.6	Seleção do Regime Hídrico e Material Suporte do SAC.....	72
4.7	Seleção de Plantas.....	73
4.8	Dimensionamento.....	76
4.8.1	Dimensões e TDH .....	79
4.8.2	Modelos Hidráulicos de Reatores e Cinética de Reação.....	80
4.8.3	Detalhamento do Projeto .....	82
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>84</b>
<b>6</b>	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>86</b>
	<b>APÊNDICE I – Telas do memorial de cálculo utilizando o software Mathcad® .</b>	<b>91</b>
	<b>APÊNDICE II – Pranchas do projeto e desenho.....</b>	<b>99</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A Universidade Federal do Rio Grande (FURG) teve o início de suas atividades em 1955, antes mesmo de possuir esse nome, com a criação da Escola de Engenharia Industrial, primeira iniciativa de ensino superior do município de Rio Grande/RS. Em 1969, 14 anos depois, após a fusão de quatro unidades de ensino superior do município, teve sua identidade reconhecida como FURG (FURG, 2019).

A instituição possui nove *campi* distribuídos no Rio Grande do Sul, todos geradores de efluente. Dependendo da localização de cada *campus*, o tratamento do efluente é realizado por empresa de saneamento local ou, na ausência de rede coletora de esgoto, faz-se o uso de sistemas de fossa, filtro e valas de infiltração. Essa última situação representa a realidade do *campus* de Santa Vitória do Palmar (CSVP), município que teve seu Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) elaborado juntamente com a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) e a Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFGRS) em 2014 (WARTCHOW, 2014), porém até o momento não teve sua implementação realizada.

Conforme ABNT NBR 13969:1997, nas valas de infiltração ocorrem os processos de tratamento e disposição final do efluente por percolação no solo, onde ocorre a depuração por processos físicos e bioquímicos. Sabendo que a tipologia e as características de permeação do solo local são de extrema importância nesse processo de tratamento, realizaram-se ensaios de permeabilidade do solo do CSVP em 2019 pela equipe do Laboratório de Geotecnia e Concreto da Escola de Engenharia da FURG. Nesse trabalho evidenciou-se que o coeficiente de permeabilidade está na ordem de  $10^6 \text{ min m}^{-1}$ , característico de areias finas e argilosas pouco permeáveis (ABGE, 2013), correspondente a uma taxa máxima de aplicação de efluente ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) muito abaixo da menor considerada pela ABNT NBR 13969 para infiltração no solo, indicando a necessidade de ação alternativa para tratamento e destinação desse resíduo.

As atividades da FURG no CSVP são basicamente administrativas e acadêmicas, possuindo uma casa do estudante e edificações para cursos de graduação que não lidam com produtos biológicos, químicos ou radioativos, indicando que o efluente gerado seja similar ao doméstico (DÜPONT, 2012). Desta forma, uma possível solução para o tratamento do esgoto em questão é o uso de Sistemas Alagados Construídos (SAC), também conhecido como *Wetlands* Construídos (WC).

Os SAC são utilizados para tratar águas residuárias, utilizando-se da capacidade de assimilação e conversão da matéria orgânica e dos nutrientes presentes no efluente, por plantas e microrganismos, como ocorre nos sistemas alagados naturais. Os SAC são constituídos de três principais componentes: macrófitas aquáticas, material suporte e comunidades microbianas, de modo que as interações entre esses possibilitam o tratamento desejado (VYMAZAL, 2010).

Algumas das espécies de macrófitas mais utilizadas no Brasil para esse tipo de tratamento são as dos gêneros *Phragmites* spp., (Caniço-de-água), *Typha* spp. (Taboa), *Eleocharis* spp. e *Juncus* spp. (Junco). De modo geral, para a escolha dos gêneros/espécies, se leva em consideração as principais características dos efluentes, as condições climáticas e o regime hidrológico da região. O sistema apresenta algumas vantagens frente aos convencionais, por ter baixo custo de implantação, de operação e manutenção, baixa demanda energética, tolera flutuações de vazão, pode ser associado a projeto paisagístico, sendo assim esteticamente mais agradável, além de permitir a reciclagem de nutrientes pela biomassa gerada que pode ser utilizada para compostagem ou outras finalidades (MATHEUS, 2018).

Diante do cenário apresentado, esse trabalho tem foco tecnológico com a elaboração de projeto de SAC para tratar o efluente do CSVP, avaliando a possibilidade de reúso e atendimento aos parâmetros legais de destinação em águas superficiais. Para isso, se fazem necessárias atividades que englobem caracterização do efluente, realização do balanço hídrico do CSVP, estudo de possíveis destinações do efluente pós tratamento, seleção da macrófita e da camada suporte, definição de fluxo do SAC, elaboração de fluxograma do processo, determinação dos parâmetros operacionais e dimensionamento do sistema.

## **1.1 Justificativa**

A elaboração deste projeto se justifica pela crescente preocupação com a conservação e comprometimento com o ambiente e a necessidade de ter um adequado sistema de tratamento para o efluente gerado no CSVP, da FURG, o qual atualmente dispõe de fossa, filtro e valas de infiltração que, conforme projetos e ensaios de permeabilidade do solo, terão sua vida útil esgotada em um curto período. Junto a isso, registra-se que o município em questão não dispõe de sistema de coleta e tratamento de esgoto, reforçando a necessidade da busca de soluções tecnológicas pela própria FURG.

Nesse contexto, numa perspectiva de atendimento aos requisitos legais vigentes, e entendendo que é dever da Instituição implantar seu próprio sistema de tratamento de efluentes, é que esse estudo se faz necessário. A elaboração do projeto, sua execução, com a implementação do sistema de tratamento de efluentes, também pode se constituir num espaço de aprendizado para os cursos da FURG, bem como de escolas do Município de SVP.

## **1.2 Objetivos**

### **1.2.1 Objetivo Geral**

Desenvolver um projeto de unidade para tratamento de efluente do CSVP, da FURG, utilizando SAC, de modo a viabilizar reúso e a destinação final do efluente tratado de forma ambientalmente correta.

### **1.2.2 Objetivos Específicos**

- a) caracterizar o efluente sanitário do CSVP, suas fontes de contribuição e estimar a geração mensal e *per capita* do efluente;
- b) mapear potenciais formas de destinação final do efluente pós tratamento, incluindo seu reúso;
- c) definir regime hídrico e composição do SAC, dimensiona-lo e comparar modelos hidráulicos e cinéticos de reator.



## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Tratamento de Efluentes Sanitários

Bertolino, *et al.* (2008) caracterizaram e avaliaram a tratabilidade dos efluentes líquidos oriundos da Universidade Federal de Ouro Preto e concluiu que em termos de carga orgânica e macronutrientes, o esgoto do campus se assemelha ao doméstico, com valores médios de DQO, DBO, nitrogênio, fósforo e sólidos totais de 670, 300, 56, 6 e 300 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Os autores indicam que, para os resultados obtidos, um sistema biológico combinando reatores anaeróbio seguido de aeróbio poderia ser utilizado como tratamento. Costa, *et al.* (2018) avaliaram aplicações de esgoto doméstico bruto ao solo. Na caracterização desse efluente, obtiveram valores semelhantes aos autores citados anteriormente, sendo para DQO, DBO, nitrogênio e fósforo, 760, 433, 45 e 19,9 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Já Beal, *et al.* (2003) avaliaram a performance de um sistema de lagoas de tratamento de efluentes da Universidade de Caxias do Sul e obteve valores inferiores para DQO, DBO, sólidos suspensos totais e coliformes termotolerantes, sendo 380, 212, 104 mg L<sup>-1</sup> e 5.10<sup>6</sup> NMP 100mL<sup>-1</sup>, respectivamente. Düpont, *et al.* (2012) avaliaram a eficiência da estação de tratamento de efluentes da Universidade de Santa Cruz do Sul e obteve para o esgoto bruto, nitrogênio, fósforo e coliformes termotolerantes de 54, 2,7 mg L<sup>-1</sup> e 6,4.10<sup>6</sup> NMP 100mL<sup>-1</sup>. Wartchow, *et al.* (2014) para o desenvolvimento do PMSB de Santa Vitória do Palmar considera DBO, nitrogênio, fósforo, sólidos suspensos totais e coliformes termotolerantes de 422, 45, 7, 469 mg L<sup>-1</sup> e 1.10<sup>7</sup> NMP 100mL<sup>-1</sup>, respectivamente.

Dos sistemas para tratamento de efluentes domésticos disponíveis no mercado, os mais convencionais e utilizados são as Estações de Tratamento de Efluentes com lagoas anaeróbias e/ou reatores de lodo ativado. De maneira geral, as lagoas possuem como ponto positivo a ausência de requerimento energético e, quando bem dimensionadas, podem reduzir aproximadamente 50 % da matéria orgânica. Em contrapartida, necessitam de grande área para sua operação e pelas reações anaeróbias formam gás metano em quantidade insuficiente para ser considerado um potencial de geração energética e suficiente para liberação de odores na área em seu entorno (VON SPERLING, 1996 a). Já, os reatores biológicos, por promoverem reações aeróbias, geram majoritariamente dióxido de carbono em água ao invés do carbono menos oxidado (metano) e diminuem drasticamente os odores

quando comparados às lagoas anaeróbias. Além disto, pela rápida interação com o oxigênio difundido pelos aeradores, necessitam de área muito inferior e, se bem dimensionados, são capazes de reduzir a matéria orgânica até o limite legal, além de auxiliar na remoção de nitrogênio amoniacal, apesar de não ser o foco desta etapa. Porém, como mencionado, todos estes fatores positivos são possíveis pela utilização de aeradores que possuem alta demanda energética, manutenção periódica e de constante operação por pessoal qualificado (VON SPERLING, 2016).

Outra alternativa que já vem sendo pesquisada e utilizada em muitos países são os SAC. Estes são estudados e aplicados a vários tipos de efluentes, desde os gerados nas residências até aqueles oriundos das indústrias. Tratam-se de áreas alagadas artificiais que assimilam e convertem a matéria orgânica e os nutrientes dos esgotos com plantas aquáticas e microrganismos para controlar a poluição da água da mesma forma que ocorre nos alagados naturais, porém em ambiente controlado. Apesar de requererem maior área que os reatores de lodo ativado, apresentam uma série de vantagens: baixa demanda energética, sem necessidade de grandes operações e manutenções, a não ser a poda das plantas, minimização ou eliminação dos odores, reciclagem de nutrientes, possível compostagem das podas e podem ser associados a projeto paisagístico (VYMAZAL, 2010).

## **2.2 Sistemas Alagados Construídos**

Tratamento de efluentes utilizando SAC são desenvolvidos para atuar de maneira semelhante e mais eficiente do que as áreas alagadas naturais, sendo uma opção sustentável que requer baixa operação e manutenção, seu desempenho é menos suscetível a oscilações de alimentação e podem tratar efluente bruto, primário, secundário ou terciário (DOTRO, *et al.* 2017).

Os SAC são constituídos basicamente por três componentes, sendo estes as macrófitas aquáticas, o material suporte (ex.: brita, areia e cascalho) e as comunidades microbianas que se instauram no meio, os quais desempenham funções isoladas e em conjunto (MATHEUS, *et al.* 2018). Estes materiais ocupam cerca de 70 % do volume total do sistema. Os SAC podem ser classificados em dois grandes grupos conforme nível hídrico: superficial e subsuperficial. Quando subsuperficial, são subdivididos em função do fluxo hídrico (Figura 1), que pode ser vertical ou horizontal, ou ainda diferentes combinações destes (VYMAZAL, 2010). Indiferentemente do tipo de SAC, os principais processos físico-químicos e biológicos induzidos pela interação

entre as plantas, microrganismos, substrato e poluentes ocorrem na zona de raízes (Figura 2), também chamada de rizosfera. A rizosfera pode ser subdividida em endorrizosfera (interior da raiz) e ectorizosfera (arredores da raiz), sendo a região de encontro destas conhecida como rizoplano que é onde se espera mais intensa interação entre microrganismos e plantas (STOTTMEISTER, *et al.* 2003).

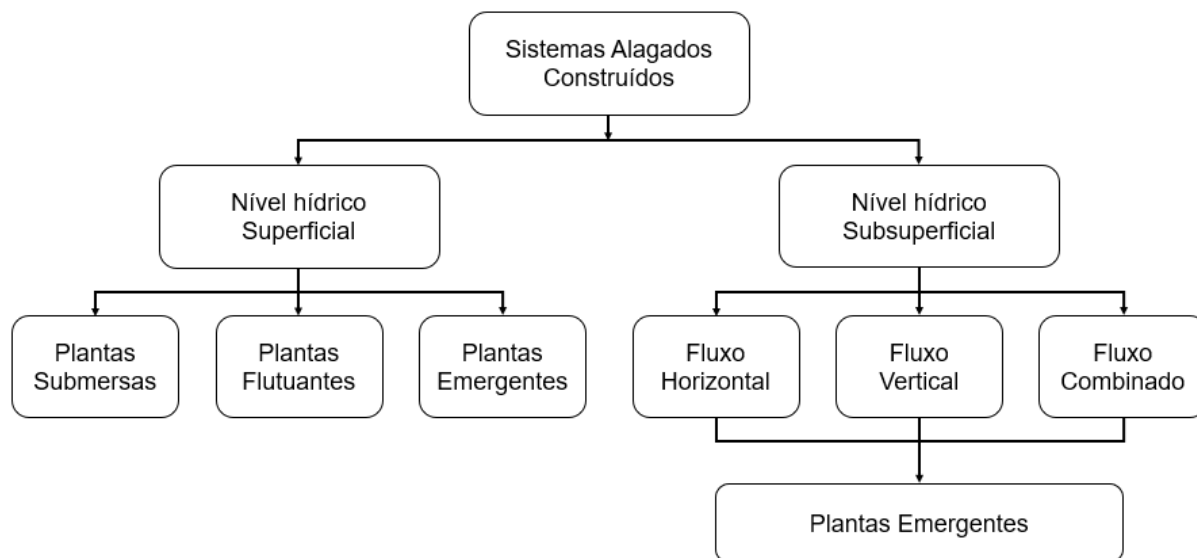


Figura 1 – Classificações de Sistemas Alagados Construídos  
Fonte: Adaptado de ALMUKTAR, *et al.* (2018).

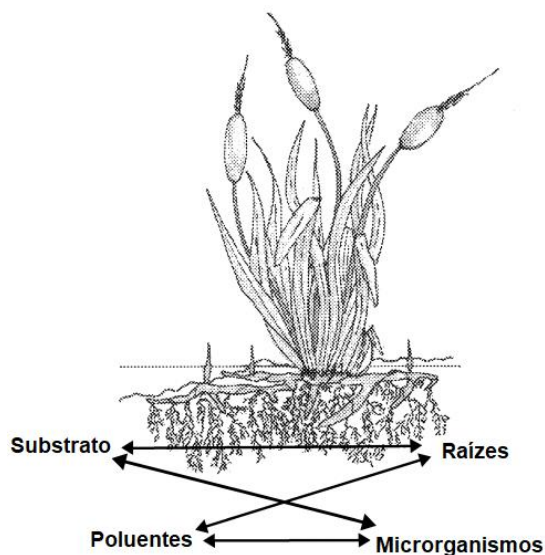


Figura 2 – Possíveis interações na zona de raízes do SAC.  
Fonte: adaptado de STOTTMEISTER, *et al.* (2003).

Segundo Vymazal (2010), os primeiros experimentos utilizando SAC foram realizados no início da década de 1950 na Alemanha, com finalidade de tratamento de diversos tipos de efluente, incluindo àqueles com contaminantes químicos. A maioria destes experimentos envolveu SAC de fluxo subsuperficial, mas o primeiro

sistema completo foi construído com fluxo hídrico superficial (SACFS), na Holanda em 1967. Vymazal (2010) afirmou ainda que diferentes tipos de SAC podem ser combinados de forma a melhorar a eficiência completa do sistema, sendo o uso combinado mais comumente utilizado quando para maiores remoções de nutrientes.

Os microrganismos dos SAC, em sua maioria, são compostos por fungos e bactérias que se desenvolvem aderidos às raízes das macrófitas e ao material suporte, formando um biofilme. Estes organismos agem na mineralização da matéria orgânica e do fósforo orgânico, além de converter o nitrogênio nas suas diferentes formas. As bactérias, leveduras e fungos decompõem a matéria orgânica por utilizarem boa parte do carbono disponível como fonte de energia. A remoção do nitrogênio no SAC se dá por meio dos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação, respectivamente (MATHEUS, *et al.* 2018).

Segundo os mesmos autores, o material suporte possui como atribuições formar meio para estabelecimento das macrófitas aquáticas, reter sólidos suspensos e servir de aderência aos microrganismos. Podem ser utilizados diversos tipos de substrato, como cascalho, brita e areia, sua granulometria e porosidade definem se haverá bom enraizamento das plantas e boa condutividade hidráulica, ao mesmo tempo em que não pode permitir a passagem dos sólidos suspensos. Outro ponto de relevância é quão inerte é o material, pois caso o material suporte reaja diretamente de alguma forma, acarretará decomposição, provocando instabilidade nas características do efluente, além de favorecer a colmatação e alterar as propriedades do meio.

As plantas possuem como principais atribuições a promoção de área superficial pelo seu enraizamento para aderência de microrganismos, liberação de oxigênio para o meio filtrante, promovendo reações de oxidação que também protegem os tecidos mais novos da planta, prevenção de colmatação do material suporte, uma vez que suas raízes irão impedir a compactação, além do aspecto paisagístico e remoção e armazenamento de nutrientes. Os três principais grupos de macrófitas aquáticas são: emergentes, livres flutuantes e submersas (VYMAZAL, 2010). De maneira geral as macrófitas aquáticas são aquelas que melhor se adequam ao SAC por possuírem fisiologia de crescimento que garante sua sobrevivência e desenvolvimento mesmo nas extremas condições que podem ocorrer na rizosfera, como variações de volume hídrico, meio altamente redutor em sistemas de fluxo horizontal, diferentes faixas de pH, possibilidade de presença de substâncias tóxicas e salinidade do efluente. Dentre

as plantas utilizadas em SAC, se evidencia uso mais frequente de caniço d'água, capim-cana, juncos e taboas (STOTTMEISTER, *et al.* 2003). No entanto, não se deve utilizar qualquer macrófita sem prévia avaliação, pois a seleção da planta é fundamental variável que afetará diretamente as características do efluente após tratamento, mas para o bom desempenho da macrófita, os demais componentes devem ser adequados para seu desenvolvimento. A seleção deve levar em consideração principalmente os fatores climáticos de adaptação da região, a disponibilidade próxima ao local e as características do efluente a ser tratado (DOTRO, *et al.* 2017; VON SPERLING e SEZERINO, 2018).

Considerando as informações apresentadas por Stottmeister, *et al.* (2003) e por Wießner, *et al.* (2002), tem-se que os processos complexos de interação entre o mecanismo de atuação das macrófitas aquáticas emergentes (MAE), os microrganismos e o substrato têm relação direta com: os aspectos tecnológicos, pela influência nas vias de degradação e mecanismos de remoção dos contaminantes; o efeito do crescimento da raiz no substrato, diretamente ligado ao desenvolvimento das plantas e do filme microbiano e sua composição afeta o biotratamento e permeabilidade; o transporte gasoso das macrófitas e liberação de oxigênio na rizosfera, pois para SAC de fluxo subsuperficial horizontal o oxigênio é fornecido principalmente pelas plantas, esta oxigenação além de atuar parcialmente na oxidação de alguns contaminantes, também funciona como proteção do sistema radicular pela formação de camada protetora oxidativa que protege as regiões sensíveis das raízes dos componentes tóxicos na rizosfera anóxica (para SAC de fluxo vertical a oxigenação ocorre por preenchimento natural do meio entre as cargas); a absorção de compostos inorgânicos pelas plantas, os principais mecanismos de remoção de nutrientes em SAC ocorrem por meio dos processos microbianos e também físico-químicos, pois apesar da capacidade da planta em assimilar nutrientes, estima-se que as plantas são responsáveis por menos de 5 e 10 % do fósforo e nitrogênio, respectivamente, presentes no efluente; a absorção de poluentes orgânicos pelas plantas e seu metabolismo, pois, apesar da capacidade das macrófitas em assimilar poluentes orgânicos maior do que para inorgânicos, quando essa absorção é comparada com a atuação dos microrganismos as plantas assumem papel secundário na degradação direta destes compostos; a liberação de compostos de carbono pelas plantas, que servem para mobilidade dos nutrientes, podem ser

usadas pelo meio microbiano como substrato, para aumentar sua taxa de crescimento e influenciar na degradação de poluentes orgânicos.

### 2.2.1 SAC de Fluxo Superficial (SACFS)

Neste sistema, o efluente escoava horizontalmente em regime contínuo, podendo ser ou não composto por substrato (Figura 3). Na presença de substrato, pode-se utilizar diversas espécies de macrófitas aquáticas, sejam elas emergentes, flutuantes ou submersas, com um nível hídrico que se mantém aproximadamente 50 cm acima da camada suporte, em baixa velocidade de escoamento horizontal e superficial, permanecendo a parte líquida em contato direto com o meio externo. Quando não há a presença do substrato, as plantas utilizadas são exclusivamente as flutuantes, sendo o aguapé a mais utilizada no Brasil (MATHEUS, *et al.* 2018). SACFS são mais comumente utilizados para tratamento de águas pluviais urbanas e de escoamento agrícola, ou também como fase de tratamento final numa sequência de etapas, no qual a concentração dos contaminantes serão baixas. Assim, são recomendados para tratamentos terciários, com foco na remoção de nutrientes (DOTRO, *et al.* 2017).

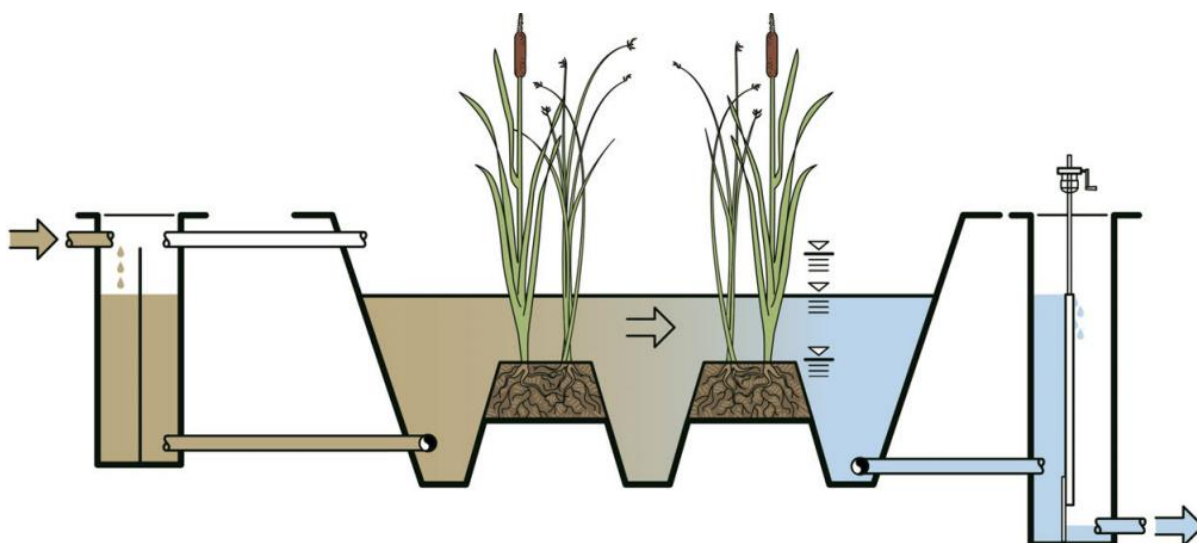


Figura 3 – Sistema alagado construído de fluxo superficial (SACFS).  
Fonte: DOTRO, *et al.* (2017).

Nos SACFS com plantas emergentes, os sistemas possuem de 20 a 40 cm de meio para enraizamento com densa vegetação, cobrindo mais de 50 % da superfície com orientação para não ser realizadas podas, a fim de que a camada de folhagens que venham a cair forneça carbono orgânico que favoreça o processo anaeróbio de desnitrificação subsequente à nitrificação que ocorre na coluna d'água. Neste sistema

também ocorre a volatilização da amônia em pH mais elevado, decorrente da fotossíntese das algas (VYMAZAL, 2010).

### **2.2.2 SAC de Fluxo Subsuperficial Horizontal (SACFH)**

Sistema com nível hídrico abaixo da superfície do meio filtrante, de maneira que é possível apenas utilizar plantas emergentes, pela necessidade de enraizamento. Neste formato, o fluido é alimentado homoganeamente pela lateral do sistema (Figura 4) e flui pelo meio poroso até chegar à outra lateral (saída). No leito de filtração, os poluentes são removidos por degradação microbiana, e processos físico-químicos nas diferentes zonas existentes: anóxicas, anaeróbias e aeróbias, sendo que as zonas aeróbias ocorrem apenas nas áreas adjacentes às raízes pelo transporte de oxigênio das plantas (VYMAZAL, 2010).

Segundo Vymazal (2010) os SACFH apresentam alto poder de tratamento na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, sendo recomendado uma etapa preliminar para retenção das partículas grosseiras a fim de prolongar a vida útil do sistema. A matéria orgânica é predominantemente degradada pelas reações microbianas sob baixa oxigenação proporcionada pelos SACFH, os sólidos suspensos são retidos por filtração e sedimentação. Para remoção de nitrogênio o principal mecanismo é a desnitrificação e a remoção de amônia é limitada, ambos pela baixa disponibilidade de oxigênio no meio. O fósforo, que é removido geralmente por troca iônica, possui baixa assimilação em SACFH.

O mesmo autor, afirma que as plantas utilizadas em SACFH possuem como principais funções o favorecimento de condições que permitem o desenvolvimento de bactérias ao redor de suas raízes, difusão de oxigênio também através das raízes, absorção de nutrientes e isolamento de parte da superfície do leito com o meio externo.

O leito deve ser composto por materiais que apresentem resistência física e às reações químicas e biológicas que ali ocorrem, além de atuar como filtrante e permitir a fluidez do efluente. São exemplos destes materiais: brita, cascalho, escória siderúrgica e seixo. O fator que determinará a escolha do mais adequado para preenchimento do leito é a granulometria, medida em termos de britagem (DOTRO, *et al.* 2017). Meios filtrantes menos porosos acarretam maior retenção de sólidos e também em colmatação prematura e possível redução de vida útil do sistema, em contra partida, granulometrias muito maiores podem promover passagem de materiais

que deveriam ser retidos. De maneira geral, granulometrias menores devem ser associadas a alturas maiores de suporte e menores taxas de aplicação hidráulica. A mistura de diferentes materiais deve ser evitada, pois os menos porosos se acomodarão nos espaços dos mais porosos (VON SPERLING e SEZERINO 2018). Na Tabela 1 têm-se as granulometrias recomendadas por Dotro *et al.* (2017).

Tabela 1 – Granulometria do leito para SACFH

Camada	Granulometria	
Meio filtrante	Brita 0	4,8 – 9,5 mm
	Brita 1	9,5 – 19 mm
	Brita 2	19 – 25 mm
Zona entrada e saída	Brita 4	50 – 76 mm
	Pedra de mão	> 76 mm

Fonte: adaptado de DOTRO, *et al.* (2017).

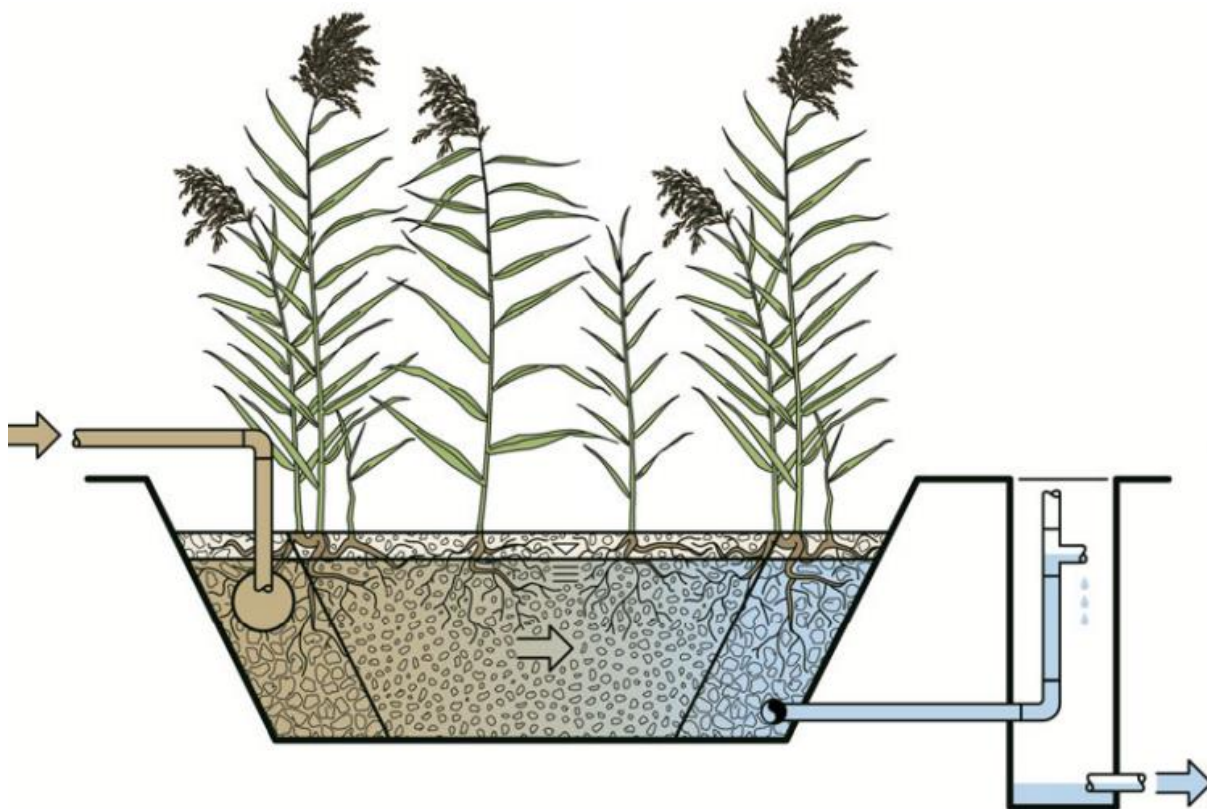


Figura 4 – Sistema alagado construído de fluxo subsuperficial horizontal (SACFH).  
Fonte: DOTRO, *et al.* (2017).



A altura do suporte para SACFH deve possuir entre 0,50 e 0,90 m de altura útil para garantir boas filtração e enraizamento das plantas, sendo a maior para utilização de material menos poroso para reduzir perda de carga hidráulica e a menor para o mais poroso (VON SPERLING e SEZERINO 2018).

As reações biológicas de degradação da matéria orgânica e decaimento de organismos patogênicos ocorrem segundo a cinética de primeira ordem. Mesmo com outros componentes envolvidos (concentração de oxigênio, número de microrganismos) a taxa de reação pode ser proporcional a concentração de um único composto (matéria orgânica, no caso), desde que os demais estejam em abundância relativa (VON SPERLING, 1996 b). Para determinação da constante cinética em tratamento de efluentes são muito utilizadas as equações para *Plug Flow Reactor* (PFR) e *Continuous Flow Stirred-Tank Reactor* (CSTR) isoladas, ou seja, são utilizados modelos hidráulicos ideais para representar reatores não ideais, sendo que uma estação SACFH estaria entre estes dois modelos. Um SACFH é melhor representado como uma sequência de tanques em série de mesmo tamanho, onde o número de tanques estaria entre 1 e  $\infty$ , sendo que 1 representa um CSTR ideal e  $\infty$  um PFR ideal. O número teórico de tanques em séries (NTIS) deve ser adotado conforme casos similares encontrados na literatura e é diretamente relacionado com a proporção entre comprimento e largura: quanto maior o comprimento em relação à largura, maior o NTIS (DOTRO, *et al.* 2017). Simulações foram realizadas por Dotro *et al.* (2017) para uma concentração inicial de 100 mg L<sup>-1</sup> de matéria orgânica, mantendo a mesma constante cinética e tempo de detenção e aumentando o NTIS, resultando em melhor performance do sistema (Figura 5).

Von Sperling *et al.* (2018) confirmam que quanto maior a proporção do comprimento em relação à largura, melhor o sistema funciona como reator biológico, porém há maior perda de carga hidráulica. Esses autores recomendam relações de 2:1 ou 4:1 (comprimento:largura). A fim de compensar essa perda de carga hidráulica que aumenta à medida que a colmatação no leito progride com o tempo, sistemas de fluxo horizontal de grande porte ou com alta taxa de aplicação hidráulica podem possuir o fundo com declividade longitudinal de até 1 % e, conforme características do solo e terreno, utilizar paredes inclinadas ou taludes internos em proporção de 0:1 a 2:1 (horizontal:vertical).

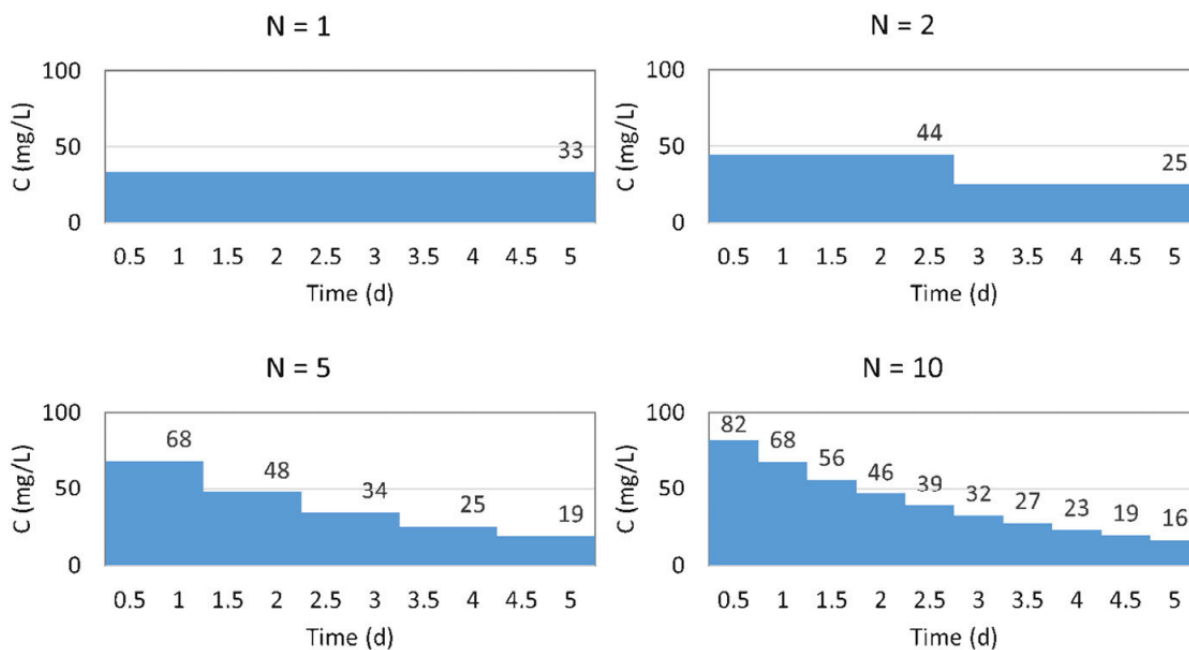


Figura 5 – Perfis longitudinais de concentração para SACFH variando NTIS.  
Fonte: DOTRO, *et al.* (2017).

Von Sperling *et al.* (2018) afirmam também que as faixas da taxa de aplicação hidráulica recomendadas para tratamentos secundário e terciário são 0,02 a 0,08 e 0,04 a 0,12  $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , respectivamente. No entanto, para dimensionamento deve ser utilizada a taxa de aplicação orgânica superficial ou então, dentre as duas, àquela que resulte em maior área superficial. A faixa recomendada desta última é de 6 a 15  $\text{gDBO m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , sendo os menores valores utilizados em regiões de temperaturas frias extremas e menos favoráveis a degradação da matéria orgânica, resultando em maiores áreas de SAC, enquanto que as taxas mais altas devem ser utilizadas em climas mais quentes e favoráveis à ação do SAC. Ao projetar o sistema, deve-se também levar em consideração a largura e altura do meio filtrante para não ultrapassar a taxa de aplicação orgânica transversal máxima de 250  $\text{gDBO m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , pois cargas excessivas acarretariam em rápida colmatção.

Outro fator determinante na remoção dos contaminantes por um SAC é o tempo de detenção hidráulica (TDH), que deve ser considerado juntamente com a hidráulica do sistema e a cinética das reações químicas e transformações microbiológicas. É definido pelo tempo em que uma mesma molécula de água leva para cruzar todo o SAC. É um valor teórico que diverge do real pelos caminhos preferenciais e pela colmatção que ocorre com o tempo. De maneira geral, estima-se que o volume útil do SAC está entre 30 e 45 % de seu volume total. Como há oscilações no volume de

efluente pelas interações climáticas, como precipitação e evapotranspiração, a vazão de efluente utilizada para determinar o TDH pode ser adotada como a média entre a entrada e a saída, no entanto, na maioria dos casos é utilizado o fluxo de alimentação, que de fato é o recebido pelo sistema para tratamento (DOTRO, *et al.* 2017). A seleção do TDH a ser aplicado no SAC é realizada de acordo com o regime hídrico e com o poluente a ser removido, sendo utilizado para fluxos superficiais TDH entre 5 e 30 dias e de 2 a 5 dias para subsuperficiais. Os valores de detenção hidráulica menores são indicados para remoção de matéria orgânica enquanto os mais elevados são para assimilação nos nutrientes, patógenos e metais (MATHEUS, *et al.* 2018).

### **2.2.3 SAC de Fluxo Subsuperficial Vertical (SACFV)**

Originalmente os SACFV foram introduzidos para oxigenação de fossas sépticas, porém naquele momento não se espalharam tanto quanto os SACFH em razão de maior necessidade operacional e de manutenção (VYMAZAL, 2010). Assim como no SACFH, este sistema opera com nível hídrico abaixo da superfície do meio filtrante, de maneira que é possível apenas utilizar plantas emergentes, pela necessidade de enraizamento (MATHEUS, *et al.* 2018).

Nesta configuração, há três formas de alimentação e drenagem do fluido: alimentação pela parte superior com fluxo descendente preenchendo o SAC e posterior drenagem pelo fundo do sistema (Figura 6), alimentação pela parte inferior com fluxo ascendente e drenagem próxima à superfície, ou alimentação e drenagem pela parte inferior do SAC, sendo neste último caso realizada o esvaziamento somente após total preenchimento do sistema. Independentemente da forma de alimentação e drenagem do SACFV, o sistema é operado de maneira intermitente, com longos períodos de descanso entre as bateladas, isto permite o aumento da transferência de oxigênio para o meio favorecendo a remoção de nutrientes, principalmente o processo de nitrificação e desfavorecendo o processo de desnitrificação. Assim, é indicado como tratamento secundário ou terciário e geralmente utilizado quando há limite de lançamento para nitrogênio amoniacal em efluente doméstico (VYMAZAL, 2010). Este sistema também é recomendado para tratamento de efluente de lixiviação de aterros, processamento de alimentos e agroindustriais, que frequentemente possuem níveis elevados de nitrogênio amoniacal e carbono orgânico (DOTRO, *et al.* 2017). As MAE mais empregadas para este tipo de SAC em regiões subtropicais são *Typha* spp.

(Taboa), *Phragmites australis* (caniço-de-água), *juncus* spp. (Junco) e *Cyperus papyrus* spp. (Papiro-Brasileiro) (MATHEUS, *et al.* 2018).

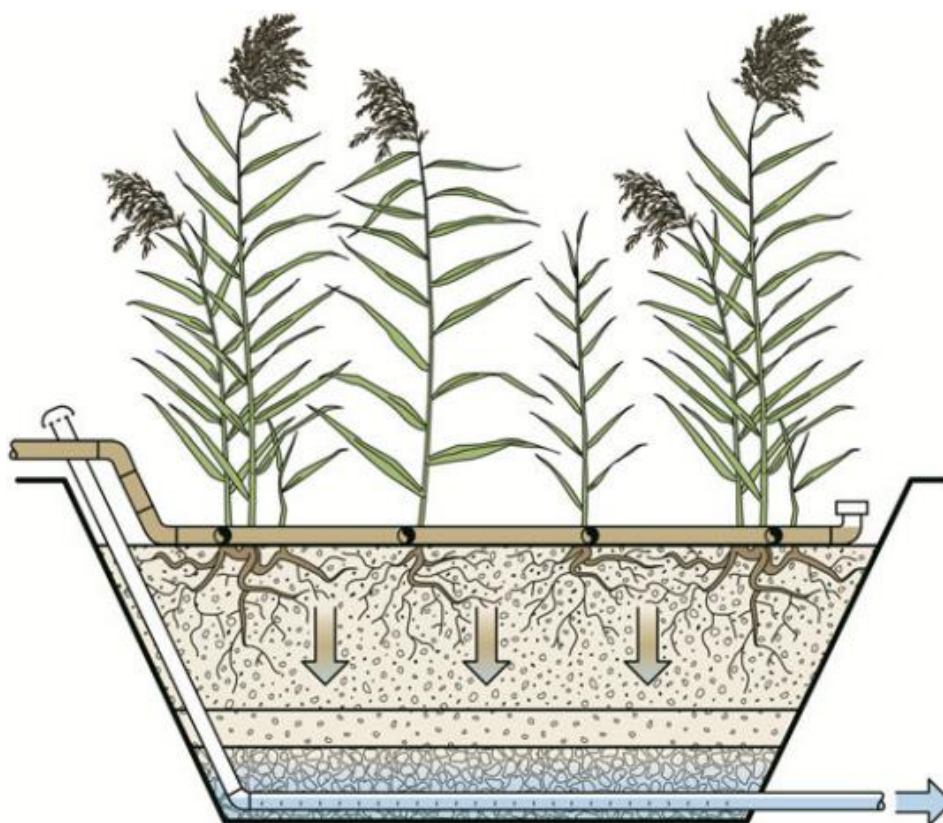


Figura 6 – Sistema alagado construído de fluxo subsuperficial vertical (SACFV).  
Fonte: DOTRO, *et al.* (2017).

Diferentemente do SACFH, os SACFV operam de maneira insaturada e intermitente. Desta forma, as especificações de *design*, hidráulica e cinética de reator discutidas no item anterior (SACFH) não se aplicam. Para esta configuração as camadas do leito geralmente são três ou quatro (Figura 6), sendo, de cima para baixo, faixa de camada livre que pode ser coberta com material de maior granulometria para cobrir a alimentação apenas (sem função no tratamento), meio filtrante geralmente formado por areia grossa ou pedras, faixa de transição e drenagem, esta última auxilia também na oxigenação dos locais mais profundos do leito. A camada de transição previne a migração do material do meio filtrante para o de drenagem e deve possuir aproximadamente 10 cm de altura, preenchido com granulometria de 4 a 8 mm (Tabela 2), a relação entre estas duas faixas deve seguir a regra de Terzagui para evitar migração de materiais de um meio ao outro:  $D_{15}/d_{85} \leq 4$  (sendo D o diâmetro do material de transição e d o diâmetro do material de drenagem), respeitando os limites da Tabela 2 (DOTRO, *et al.* 2017).

A eficiência de tratamento em SACFV é inversamente proporcional ao diâmetro do meio filtrante, pois quanto menor, maior o tempo de retenção e consequentemente de interação do efluente com o sistema, além do fato de que sólidos suspensos e organismos patogênicos são removidos pela filtração física. No entanto, taxas de carregamento hidráulico muito elevadas podem provocar em colmatação acelerada do meio pela baixa velocidade de passagem do efluente, caso haja a necessidade de melhora na remoção dos contaminantes sem reduzir ainda mais o diâmetro do meio filtrante, uma solução recomendada é aumentar a altura desta camada (DOTRO, *et al.* 2017).

Tabela 2 – Granulometria e alturas do leito para SACFV

Camada	Altura	Granulometria	
Camada livre	5 a 10 cm	Brita 0	4,8 – 9,5 mm
		Brita 1	9,5 – 19 mm
Meio filtrante	40 a 60 cm	Areia grossa	1,2 a 4,8 mm
Faixa de transição	10 cm	Brita 0	4,8 – 9,5 mm
Drenagem	10 a 30 cm	Brita 0	4,8 – 9,5 mm
		Brita 1	9,5 – 19 mm

Fonte: adaptado de VON SPERLING e SEZERINO, (2018).

### 2.3 Parâmetros Legais para Destinação do Efluente Tratado

O efluente, após tratamento, pode possuir diferentes destinações, conforme suas características. A NBR 13969:1997 apresenta como possíveis destinos: infiltração no solo, evapotranspiração, galerias de água pluvial, águas superficiais e reúso local. Para destinar efluentes de característica doméstica no estado do Rio Grande do Sul, encontram-se vigentes as seguintes normas e legislações:

- ABNT NBR 13969:1997: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação;

- Resolução CONAMA n° 430/2011, que “*Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.*”;
- Resolução CONSEMA n° 355/2017, que “*dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul*”;
- Resolução CONSEMA n° 419/2020, que “*estabelece critérios e procedimentos para a utilização de água de reúso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais no Estado do Rio Grande do Sul*”;
- Portaria FEPAM n° 68/2019, que “*dispõe sobre os critérios para disposição final de efluentes líquidos sanitários e efluentes líquidos industriais em solo no Estado do Rio Grande do Sul*”;
- Portaria FEPAM n° 66/2017, que “*dispõe sobre o estabelecimento da frequência de monitoramento de toxicidade para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no território do Estado do Rio Grande do Sul*”;
- Diretriz Técnica FEPAM n° 05/2017, versão 2, “*referente ao descarte e ao reúso de efluentes líquidos no âmbito do estado do Rio Grande do Sul*”.

A versão 2 da Diretriz Técnica FEPAM n° 05/2017 traz as possíveis destinações para os efluentes e suas respectivas condições necessárias. Dentre as alternativas têm-se:

1. tratamento em unidade externa;
2. tratamento e lançamento em águas superficiais de maneira direta ou indireta através de rede pluvial;
3. tratamento e reúso agrícola e florestal;
4. tratamento e disposição final no solo;
5. tratamento e reúso para fins urbanos; e,
6. tratamento e reúso industrial.

Ainda conforme a diretriz, caso exigidos ensaios microbiológicos de coliformes termotolerantes, esses podem ser substituídos pelo ensaio de *Escherichia coli*, sendo

os limites de lançamento de, no máximo, 80 % dos valores determinados para coliformes termotolerantes nos regramentos legais. Para a alternativa 4 (tratamento e disposição ao solo), em se tratando de efluente sanitário com vazão de até 20 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>, aplicam-se condições simplificadas, devendo atender apenas o determinado pela norma técnica ABNT NBR 13969:1997 (dispensa também apresentada pelo artigo 3º da Portaria FEPAM nº 68/2019).

### **2.3.1 Lançamentos em Águas Superficiais**

Segundo a NBR 13969:1997, os efluentes após tratamento podem ser lançados em águas superficiais, de maneira direta (por emissário próprio) ou indireta (via galerias pluviais) desde que atenda aos padrões de qualidade e lançamento. Quanto a qualidade, devem ser atendidos os parâmetros mínimos de lançamento ao corpo receptor, determinados em legislação, sendo necessário atender a NBR citada apenas na ausência de legislação específica para tal. A classificação e características físico-químicas e biológicas previstas no item 5.5.1 da referida norma, são apresentadas na Tabela 3, onde:

- Classe a: na represa ou rio de abastecimento público, 10 km a montante;
- Classe b: nos corpos com captação a jusante para abastecimento público;
- Classe c: em águas que desaguem em praias usadas para recreação;
- Classe d: demais corpos receptores.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 traz que, para lançamento direto de efluentes oriundos de sistema de tratamento de esgoto sanitário, deve-se atender aos padrões apresentados na Tabela 4, podendo ser mais ou menos restritivos e objeto de teste de ecotoxicidade, conforme avaliação do órgão ambiental competente.

Tabela 3 – Parâmetros lançamento em águas superficiais de acordo com classificação NBR 13969

Parâmetro	Classe a	Classe b	Classe c	Classe d
Temperatura (°C)	< 40	< 40	< 40	< 40
pH	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9
DBO <sub>5,20</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	< 20	< 30	< 50	< 60
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	< 50	< 75	< 125	< 150
Oxigênio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	> 2	> 2	> 2	> 2
Sólidos Sedimentáveis (mg L <sup>-1</sup> )	< 0,1	< 0,1	< 0,5	< 1
Sólidos Suspensos Totais (mg L <sup>-1</sup> )	< 20	< 20	< 50	< 60
Nitrogênio Amoniacal (mg L <sup>-1</sup> )	< 5	< 5	< 5	< 5
Nitrato – N (mg L <sup>-1</sup> )	< 20	< 20	< 20	< 20
Fosfato (mg L <sup>-1</sup> )	< 1	< 1	< 2	< 5
Coliformes fecais (NMP 100 mL <sup>-1</sup> )	< 1.000	< 1.000	< 500	< 1.000
Óleos e Graxas (mg L <sup>-1</sup> )	< 30	< 30	< 10	< 50

Fonte: Tabela 6 - ABNT NBR 13969:1997

Tabela 4 – Parâmetros de lançamento em águas superficiais conforme CONAMA n° 430/2011

Parâmetro	Limite	Parâmetro	Limite
DBO <sub>5</sub>	120 mg L <sup>-1</sup> ou 60 % de eficiência	*Sólidos sedimentáveis	1,0 mL L <sup>-1</sup>
pH	5,0 a 9,0	Materiais flutuantes	ausente
Temperatura	< 40 °C**	Óleos e graxas (vegetal ou animal)	100 mg L <sup>-1</sup>

\*em teste de 1 (uma) hora em Cone Imhoff.

\*\*variação de temperatura no ponto de mistura do corpo receptor não pode exceder 3 °C.

Fonte: adaptado da Resolução CONAMA n° 430/2011

Para o Rio Grande do Sul, a Resolução CONSEMA n° 355/2017 traz os padrões estabelecidos para lançamento em águas superficiais, direta ou indiretamente, em função da vazão do efluente sanitário. Desta forma fica desobrigado o atendimento à NBR 13969:1997. Na Tabela 5 tem-se os parâmetros da referida legislação, adaptados a efluente doméstico com vazão inferior a 200 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>, sendo similar ou mais restritiva do que a Resolução CONAMA 430/2011. A referida resolução informa também que:



para efluentes líquidos sanitários o órgão ambiental competente poderá exigir padrões para os parâmetros fósforo e nitrogênio amoniacal em corpos receptores com registro de floração de cianobactérias, em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público, devendo atender aos valores de concentração estabelecidos ou a eficiência mínima fixada, conforme as faixas de vazão.

Os limites dos parâmetros fósforo e nitrogênio para faixa de vazão inferior a 1.000 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> são apresentadas na Tabela 6. A versão 2 da Diretriz Técnica nº 05/2017 da FEPAM, apresenta em seu anexo “A” a lista de mananciais de abastecimento público com registro de floração de cianobactérias (> 20.000 células mL<sup>-1</sup>), esta é apresentada na Tabela 7 e não é evidenciado tal registro para o município de SVP. Ainda conforme a referida diretriz: “o lançamento superficial de efluentes líquidos sanitários com vazão menor que 20 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> fica dispensado dos estudos e verificações previstos nessa Diretriz, devendo atender ao padrão de emissão definido pelo Art. 17, inciso II da Resolução CONSEMA nº 355/2017”, o padrão citado encontra-se na Tabela 5.

Tabela 5 - Principais parâmetros lançamento em águas superficiais para vazões menores 200 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>

Parâmetro	Limite	Parâmetro	Limite
DBO <sub>5</sub>	120 mg L <sup>-1</sup>	*Sólidos sedimentáveis	1,0 mL L <sup>-1</sup>
DQO	330 mg L <sup>-1</sup>	Sólidos suspensos totais	140 mg L <sup>-1</sup>
pH	6,0 a 9,0	Coliformes fecais	-
Temperatura	< 40 °C	Óleos e graxas (vegetal ou animal)	30 mg L <sup>-1</sup>

\*em teste de 1 (uma) hora em Cone Imhoff

Fonte: adaptado da Resolução COSEMA nº 355/2017

Tabela 6 – Limite de nutrientes em receptores com registro de cianobactérias (vazão < 1.000 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>)

Parâmetro	Limite
Nitrogênio Amoniacal	20 mg L <sup>-1</sup>
Fósforo total	4 mg L <sup>-1</sup> ou 75 % de eficiência

Fonte: adaptado da Resolução CONSEMA nº 355/2017

Tabela 7 – Mananciais de abastecimento público com registro de floração de cianobactérias no RS (set 2008 a ago 2018)

<b>Município</b>	<b>Manancial</b>
Arroio Grande	Canal São Gonçalo
Bento Gonçalves	Barragem São Miguel, Barragem Casarin, Barragem do Arroio Barracão e Barragem do Rio Burati
Camaquã	Barragem do Arroio Duro
Canguçu	Barragem Olaria
Capão da Canoa	Mananciais de abastecimento CORSAN
Capão da Canoa (Curumim)	Lagoa dos Quadros e Rio Cornélius
Caxias do Sul	Barragem Faxinal
Caxias do Sul	Barragem Maestra
Caxias do Sul	Barragem Samuara
Caxias do Sul	Barragem São Miguel
Cidreira	Lagoa Fortaleza
Erechim	Barragem do Arroio Ligeirinho
Farroupilha	Barragem Casarin
Farroupilha	Barragem do Rio Burati
Garibaldi	Barragem Arroio Marrecão
Guaíba	Lago Guaíba
Guaporé	Rio Carreiro
Marcelino Ramos	Rio Uruguai
Osório	Lagoa do Peixoto
Passo Fundo	Barragem da Fazenda
Passo Fundo	Barragem do Arroio Miranda
Porto Alegre	Lago Guaíba
Porto Alegre	Represa Lomba do Sabão
Porto Alegre	Rio Gravataí
Santa Cruz do Sul	Lago Dourado
Santa Maria	Barragem Rodolfo Costa e Silva
São Marcos	Barragem São Luis

São Sebastião do Caí

Rio Caí

Silveira Martins

Barragem dos Veados

Torres

Lagoa Itapeva

Uruguaiana

Rio Uruguai

---

 Fonte: anexo A da versão 2 da Diretriz Técnica FEPAM n° 5/2017

Para lançamento de efluente sanitário em água superficial com vazão máxima inferior a  $100 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , a Portaria FEPAM n° 66/2017 determina monitoramento da toxicidade com frequência anual dos resíduos após tratamento, a partir dos ensaios determinados pela ABNT.

### 2.3.1.1 Galerias Pluviais

Para destinação em águas superficiais de maneira indireta, via galerias de drenagem pluvial, a NBR 13969:1997 traz que o efluente tratado deve:

- possuir características físico-químicas e biológicas conforme corpo receptor da galeria, incluindo àquelas referente ao lançamento direto;
- possuir padrão mínimo, conforme Tabela 8;
- passar por processo de desinfecção, conforme item 4.6 da referida NBR;
- possuir autorização do órgão local competente;
- atender aos parâmetros da Tabela 8, que devem ser evidenciados em pelo menos 80 % das amostras coletadas ao longo de 12 meses, em intervalos regulares.

Tabela 8 – Padrão mínimo para lançamento nas galerias de águas pluviais

Parâmetro	Limite	Parâmetro	Limite
DBO <sub>5,20</sub>	< 60 mg L <sup>-1</sup>	Oxigênio dissolvido	> 1,0 mg L <sup>-1</sup>
DQO	< 150 mg L <sup>-1</sup>	Sólidos sedimentáveis	< 0,5 mg L <sup>-1</sup>
pH	6,0 a 9,0	Sólidos suspensos	< 50 mg L <sup>-1</sup>
Temperatura	< 40 °C	Coliformes fecais	< 1.000 NMP 100 mL <sup>-1</sup>
Óleos e graxas	< 50 mg L <sup>-1</sup>	Cloro residual livre	> 0,5 mg L <sup>-1</sup>

---

 Fonte: Tabela 5 - ABNT NBR 13969:1997

Para a Resolução CONAMA n° 430/2011, o padrão de lançamento a ser atendido é o mesmo para lançamento direto ou indireto, desde que não haja disposições específicas do órgão ambiental competente e da operadora dos sistemas de coleta e tratamento do esgoto sanitário.

A Resolução CONSEMA n° 355/2017 determina as diretrizes para o lançamento de efluente conforme o corpo receptor e não conforme o tipo de lançamento (direto ou indireto). Assim, para lançamento de efluente tratado em águas superficiais por meio das galerias de captação pluvial, os parâmetros a serem atendidos são os mesmos daqueles para lançamento direto.

Conforme orientado pela versão 2 da Diretriz Técnica FEPAM n° 5/2017, o empreendedor também deve possuir documento de concordância do órgão ou empresa operadora do sistema da rede pluvial em receber os efluentes sanitários líquidos tratados, de acordo com o art. 138 da Lei Estadual n° 11.520/2000.

### **2.3.2 Reúso Local**

O esgoto com característica doméstica, pode ser tratado e reutilizado para fins que não exijam a potabilidade da água, mas ainda sim necessitem de segurança sanitária. É o caso do uso em irrigação de jardins, lavagem de pisos e uso na descarga de vasos sanitários. Para casos em que o reúso seja em canais e lagos para fins paisagísticos, deve-se atentar quanto a efetiva remoção de nutrientes do efluente, pois pode acarretar elevada e indesejada proliferação de plantas aquáticas (ABNT NBR 13969:1997).

Conforme NBR 13969, os parâmetros de qualidade a serem atendidos (Tabela 9) para utilização do efluente tratado variam conforme classificação de reúso:

- Classe 1. lavagem de carros e outros usos que requerem contato direto do usuário, com possibilidade de aspiração de aerossóis, incluindo chafarizes;
- Classe 2. lavagem de pisos, irrigação de jardins, manutenção de lagos e canais paisagísticos, exceto chafarizes;
- Classe 3. reúso nas descargas dos vasos sanitários; e,
- Classe 4. reúso em pomares, pastagem para animais e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual.

Tabela 9 – Parâmetros para reúso do efluente conforme classificação pela NBR 13969

Parâmetro	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Turbidez	< 5	< 5	< 10	-
pH	6 a 8	-	-	-
Oxigênio dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	-	-	-	> 2,0
Sólidos dissolvidos Totais (mg L <sup>-1</sup> )	< 200	-	-	-
Coliformes fecais (NMP 100 mL <sup>-1</sup> )	< 200	< 500	< 500	< 5.000
Cloro residual (mg L <sup>-1</sup> )	0,5 a 1,5	>0,5	-	-

Fonte: Item 5.6.4 - ABNT NBR 13969:1997

Para os casos de reúso de efluente para fins urbanos (utilização para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, construção civil e edificações na área urbana), a versão 2 da Diretriz Técnica FEPAM n°5/2017 traz apenas as necessidades de:

- definir volume de reúso;
- definir alternativa de destinação do efluente em caso de redução da demanda de reúso; e,
- observar concentrações de cloretos e de sódio para evitar danos ao solo em casos destinados à irrigação paisagística. Para tal, a concentração de cloretos não deve ser superior a 350 mg L<sup>-1</sup>.

Para esse mesmo fim, a Resolução CONSEMA n° 419/2020, mais recente à diretriz técnica citada, apresenta critérios mais rigorosos. Exige que, para vazão diária inferior a 150 m<sup>3</sup>, deverá haver monitoramento semestral do efluente e determina o padrão de qualidade da água de reúso para fins urbanos conforme sua classificação. Na Tabela 10 encontram-se apresentados esses padrões para:

- Classe A: água de reúso destinada à irrigação paisagística em locais de acesso irrestrito, lavagem de logradouros públicos e lavagem de veículos;
- Classe B: água de reúso destinada à irrigação paisagística em locais de acesso limitado ou restrito, ao abatimento de poeira, aos usos na construção civil e em estações de tratamento de efluente e à desobstrução de redes de esgoto pluvial e/ou cloacal.

Tabela 10 – Principais parâmetros de água de reúso para fins urbanos

Parâmetro	Unidade	Classe A	Classe B
Coliformes Termotolerantes	NMP 100 mL <sup>-1</sup>	< 200	< 10 <sup>3</sup>
Ovos helmintos	ovo L <sup>-1</sup>	< 1	-
*Cloro residual total	mg L <sup>-1</sup>	1	1
*Condutividade elétrica	dS m <sup>-3</sup>	3	3

\*aplicado apenas quando a água de reúso for destinada à irrigação paisagística

Fonte: adaptado da Resolução CONSEMA n° 419/2020

Para destinação do efluente tratado à irrigação paisagística, a Resolução CONSEMA n° 419/2020 define também que deverá ser atendido razão de adsorção de sódio (RAS) máxima de 12 na água de reúso e manter a correlação com a condutividade elétrica apresentada na Tabela 11. A resolução informa também que poderão ser utilizados outros índices para estimar o risco de toxicidade do íon sódio nas culturas e possíveis impactos negativos na estrutura do solo como, por exemplo, cálculo de Carbonato de Sódio Residual (CSR) e da Razão de Adsorção de Sódio Ajustada (RAS *ajust*).

Tabela 11 – Parâmetros de condutividade e RAS da água de reúso para fins urbanos

RAS	Condutividade Elétrica (dS m <sup>-3</sup> )	
	Mínima	Máxima
0 – 3	0,2	2,9
3 – 6	1,2	2,9
6 – 12	1,9	2,9

Fonte: adaptado da Resolução CONSEMA n° 419/2020

### 3 METODOLOGIA

O trabalho consiste na estruturação do projeto de um sistema alternativo de tratamento de efluentes utilizando MAE para o ambiente do CSVP. Para tal, é necessário o desenvolvimento de estudos, etapas e definições com vistas à obtenção dos parâmetros de projeto para dimensionamento, conforme itens descritos a seguir e fluxograma apresentado na Figura 7.

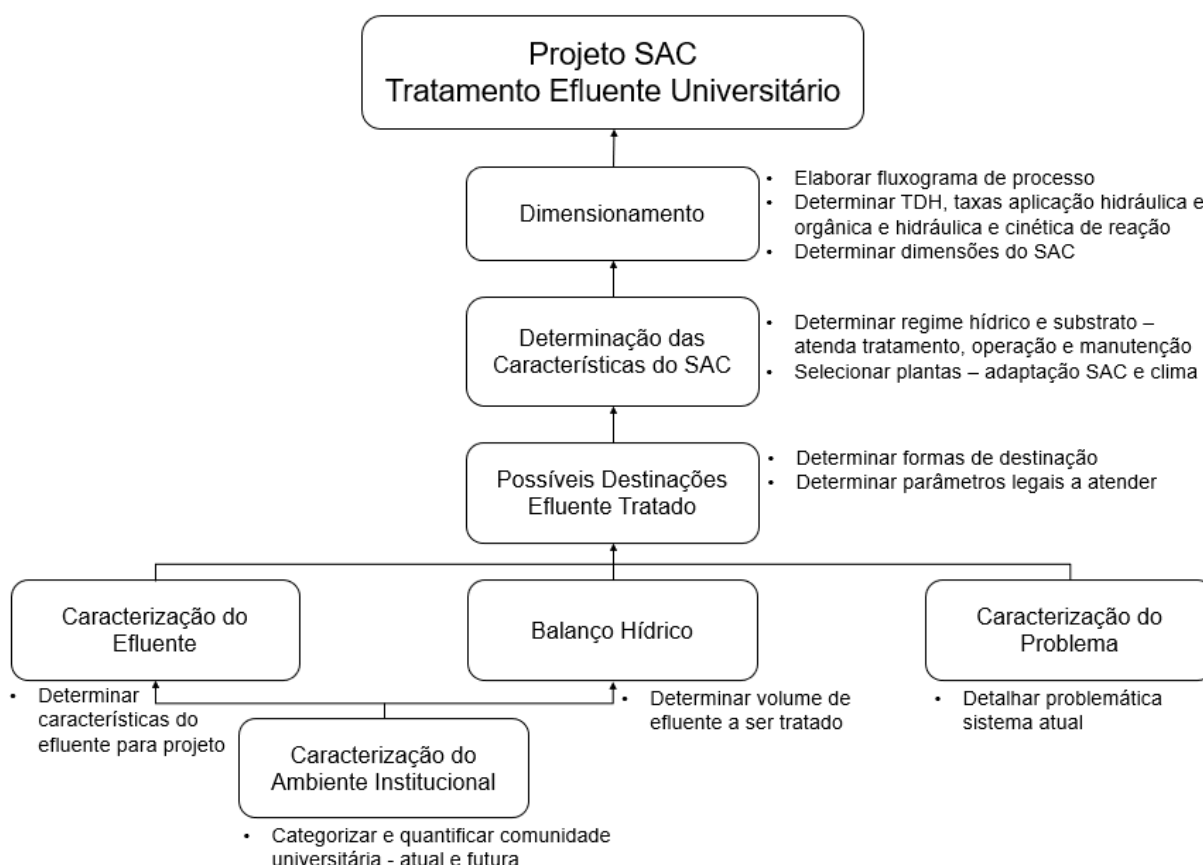


Figura 7 – Fluxograma das etapas de desenvolvimento do projeto

#### 3.1 Caracterização do Ambiente Institucional

Inicialmente foi realizado o levantamento das atividades e cursos da FURG no CSVP com informações obtidas através do site institucional (CAMPUS, 2019), da página de serviços da Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN) e por intermédio de servidores das Pró-Reitorias de Gestão de Pessoas (ProGeP) e de Assuntos Estudantis (PRAE) e da diretoria do CSVP e da Diretoria de Obras (DOb), sendo todos setores da Universidade em estudo. Nesse mapeamento estão incluídos caracterização populacional, tipologia e principais horários dos cursos ofertados, volume de água consumida mensalmente, levantamento das edificações já

operacionais e de obras de expansão com estimativa de aumento da comunidade acadêmica após implementação. Todos os dados referem-se ao segundo período letivo de 2019 por ser o último antes da paralisação das atividades presenciais, que ocorreu em virtude da pandemia causada pela COVID-19.

### 3.2 Caracterização do Problema

De forma a melhor compreender a atual situação de regularidade e os desafios no tratamento de efluentes do CSVP, contatou-se a equipe da Coordenação de Gestão Ambiental (CGA), vinculada à Pró-Reitoria de Infraestrutura (ProInfra) da FURG, que é responsável por todos os processos de licenciamento e destinação de resíduos da Instituição. Por meio desse contato e das informações disponibilizadas na página da própria Coordenação (<https://proinfra.furg.br/cgalicencas>) se teve acesso às Licenças Ambientais de Operação do empreendimento.

Posteriormente, fez-se contato com a equipe da DOb, também vinculada à ProInfra, e com a equipe do Laboratório de Geotecnia e Concreto, da Escola de Engenharia (EE) da FURG, para detalhamento do sistema de tratamento de efluentes projetado para o CSVP e dos ensaios realizados para determinação da permeabilidade do solo, que seguiram as orientações da ABGE (2013). Após realização dos testes e de posse das taxas de percolação, compararam-se os valores obtidos pela equipe da EE com aqueles tabelados e correlacionados pela ABNT NBR 13969:1997 com as taxas máximas de aplicação diária recomendadas, que são os parâmetros de projeto. Como a norma em questão apresenta valores de percolação em unidade diferente daquela utilizada pela metodologia do ensaio, se faz necessário utilizar a Equação 1 para conversão, anteriormente à análise.

Equação 1 – Conversão taxa de percolação

$$Tx = \frac{1}{k} \times \frac{1}{60} \times \frac{100}{1}$$

Onde:

Tx = Taxa de percolação em min m<sup>-1</sup>;

k = Coeficiente de permeabilidade medido em cm s<sup>-1</sup>;

1/60 = representa a conversão das unidades de tempo em min s<sup>-1</sup>;

100/1 = representa a conversão das unidades de distância em cm m<sup>-1</sup>.



Como a relação entre a taxa máxima de aplicação diária de efluente e a taxa de percolação não é linear, utilizaram-se os dados trazidos pela norma e o software Microsoft Excel® para plotagem de gráfico e obtenção da equação de tendência por regressão, para posteriormente estimar a taxa máxima de aplicação hidráulica.

### **3.3 Balanço Hídrico do CSVP**

O efluente do CSVP tem três fontes majoritárias: administrativo, acadêmicos e residencial. Nas duas primeiras, se pressupõe que os poluentes estejam em maior concentração, visto que nesses espaços não há consumo de água para banho e lavagem de roupas, por exemplo, que causariam um efeito de diluição, como ocorre com o efluente da Casa do Estudante Universitário (CEU) que se assemelha a um condomínio residencial.

Realizar o balanço hídrico das atividades do *campus* é de extrema importância para dimensionamento do sistema final. O CSVP encontra-se em expansão, de maneira que algumas instalações já estão em operação e com algumas informações consolidadas e outras que ainda não foram ocupadas. Nenhuma edificação possui sistema exclusivo de medição de água, dessa maneira, estimou-se a geração de efluente do *campus* de duas formas: 1) baseando-se no consumo total de água medido pelo hidrômetro da CORSAN; e, 2) utilizando o preconizado pela ABNT NBR 13969:1997 para estimativa de geração de efluente.

#### **3.3.1 Balanço Hídrico dos Prédios em Operação**

Os dados referentes à conta de água emitida pela concessionária do Estado do RS e a população consumidora deste recurso natural, encontram-se nas Tabela 16 e Tabela 14 do item 4.1, respectivamente. Com base nesses dados tem-se um consumo médio de  $130 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$  para um total de 563 indivíduos, durante o último semestre letivo de aulas presenciais. Com o intuito de verificar o padrão comportamental de uso dessa água, utilizou-se o software Microsoft Excel® para elaboração de gráfico do consumo mensal no CSVP com o histórico de agosto de 2017 à dezembro de 2019 (disponível no site da CORSAN) sobrepondo a curva de cada ano.

Para fins comparativos e de análise, realizaram-se, também, estimativas de contribuição volumétrica e de carga orgânica (principal contaminante do esgoto doméstico) ao efluente do *campus*, considerando o preconizado pela tabela 3 da

norma ABNT NBR 13969:1997, que é utilizada pela Diretoria de Obras da FURG para dimensionamento das fossas, filtros e valas de infiltração da instituição. Para tal, primeiramente, fez-se necessário o enquadramento das três categorias geradoras naquelas consideradas pela norma a fim de estimar-se a geração diária e mensal de cada uma, sendo considerado 22 dias mês<sup>-1</sup> para atividades administrativas e acadêmicas e 30 dias mês<sup>-1</sup> para a de residência.

Para avaliar a movimentação nas médias de consumo de água nos períodos letivos em sequência, levou-se em consideração que os cursos ofertados no CSVP ocorrem majoritariamente à noite (apresentado no item 4.1) e, por isso, possivelmente a permanência diária dos estudantes no *campus* seja muito inferior àqueles em turno integral. Assim, elaborou-se gráfico com as médias de consumo por períodos e com os volumes referentes à conta de água e às estimativas da NBR considerando apenas as atividades administrativas e de moradia (a CEU de SVP teve sua operação iniciada com 18 estudantes em abril de 2019).

Por fim, com os dados levantados se estabeleceu o volume de efluente a ser utilizado no projeto de tratamento, considerado a operação atual do *campus*.

### **3.3.2 Balanço Hídrico dos Novos Prédios**

Além das edificações contempladas no item anterior, o CSVP possui outros seis prédios para entrar em operação: salas de aula (bloco B), sala de estar dos funcionários, ponto de convivência, churrasqueira e cozinha campeira, vestiários e laboratórios de hospedagem, apresentados nas Figura 13 e Tabela 15, além da possibilidade de ocupação máxima da CEU (48 pessoas). Como ainda não houve consumo de água potável nesses locais, a única estimativa possível para geração de efluente é com base na ABNT NBR 13969:1997. Dessa forma, utilizou-se a tabela 3 dessa norma, o aumento populacional do CSVP (Tabela 15) e o acréscimo de 30 moradores na CEU para incrementar o volume de esgoto a ser tratado, considerando 22 dias mês<sup>-1</sup> para atividade acadêmica e 30 dias mês<sup>-1</sup> para a de residência.

### **3.4 Caracterização do Efluente**

Uma das etapas fundamentais ao desenvolvimento de projetos para tratamento de efluentes é conhecer o esgoto a ser tratado. Assim, para caracterizá-lo, procedeu-se amostragem e as análises físico-químicas e microbiológicas do efluente a ser tratado. Com o intuito de otimizar a força de trabalho e o tempo a ser despendido em

coletas de amostras, utilizou-se as instalações do *campus* Carreiros como locais de monitoramento dos efluentes, uma vez que esse está situado em região próxima ao CSVP e possui público alvo semelhante. Além disso, em virtude da pandemia causada pelo novo coronavírus (Sars-CoV-2), as atividades na FURG estavam ocorrendo de maneira remota, acarretando em baixa geração de esgoto nos prédios administrativos e de salas de aula desses dois *campi*, nem permanência de estudantes na CEU do CSVP. Em contrapartida, no *campus* Carreiros, há quantidade considerável de estudantes nas CEU durante a pandemia e evidenciou-se que o local com mais moradores nesse período é a Casa do Estudante número 4 (CEU 4), com 30 pessoas, sendo então essa a fonte geradora escolhida para coleta do efluente (Figura 8).



Figura 8 – CEU 4 e locais de coleta do efluente (fossa e filtro)

As análises de oxigênio dissolvido (OD) foram realizadas diretamente nos resíduos contidos na fossa e no filtro biológico da CEU 4 e as coletas para análises laboratoriais se deram por amostragem simples, seguindo as orientações das ABNT NBR 9898/1987 e 10007/2004 em duas campanhas. Para tal, foram utilizados água Milli-Q, pisseta, equipamentos de proteção individual (EPI), etanol 70, instrumento ótico portátil para medição de oxigênio dissolvido ProODO da marca YSI, medidor de condutividade Cond 3110 da marca WTW, frasco coletor em aço inoxidável, frascos de vidro incolor e âmbar para armazenamento de amostras, isopor e gelo. Todo o material foi previamente limpo e os frascos de coleta e armazenamento para análise microbiológica foram esterilizados.

Analisaram-se os parâmetros listados na Tabela 12 e Tabela 13 para a fossa e filtro da CEU 4 (Figura 9) com o uso dos equipamentos descritos e encaminhando as amostras para o Laboratório de Análise de Águas e Efluentes da Agência de Desenvolvimento da Bacia da Lagoa Mirim da Universidade Federal de Pelotas (UFPEL), que efetuaram as análises laboratoriais seguindo metodologias do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater – SMWW* (APHA, 2012).

Tabela 12 – Parâmetros de análises laboratoriais dos efluentes e métodos utilizados

Parâmetro	Método SMWW
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>5,20</sub> )	5210-B / 4500-O – G
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	5220 – B e C
Fósforo total	3030G-4500-P – C
Nitrogênio amoniacal	4500-NH <sub>3</sub> – B – C
Óleos e graxas totais (O&G)	5520 – D
pH	4500H <sup>+</sup> - B
Sólidos sedimentáveis	2540 – F
Sólidos suspensos totais (SST)	2540 – D
Turbidez	2130 – B
Escherichia coli	9221 – F
Coliformes termotolerantes	9221 – E 2

Tabela 13 – Parâmetros de análise *in loco* dos efluentes e equipamentos utilizados

Parâmetro	Equipamento
Oxigênio dissolvido e Temperatura	Leitor ótico ProODO - YSI
Salinidade e Condutividade	Condutivímetro portátil Cond 3110 - WTW



Figura 9 – Efluente da fossa (esquerda) e filtro biológico (direita)

Todas as análises se deram em triplicata. Com o uso do software Microsoft Excel<sup>®</sup>, obteve-se as médias e desvios padrão temporal dos resultados amostrais.

Posteriormente, com base na caracterização do ambiente institucional, resultado do item 4.1, comparam-se os resultados obtidos com características de efluentes de outro *campus* Universitário e de esgotos domésticos apresentados por Bertolino *et al.* (2008), Costa *et al.* (2018), Düpont *et al.* (2012), Beal, *et al.*, pela norma ABNT NBR 13969:1997 (Tabela 19) e pelo Plano Municipal de Saneamento Básico de Santa Vitória do Palmar (PMSB) (WARTCHOW, 2014).

### 3.5 Possíveis Destinações do Efluente Tratado

Conforme já evidenciado, não há estação de tratamento para o esgoto sanitário municipal, a disposição de efluente ao solo é inviável pelas características locais apresentadas no item 4.2 e o CSVP não apresenta processos industriais ou agrícolas e florestais. Portanto, dentre as possíveis formas de destinação do efluente pós tratamento definidas pela versão 2 da Diretriz Técnica FEPAM 05/2017, restam apenas: tratamento e lançamento em águas superficiais de maneira direta ou indireta através de rede pluvial; ou tratamento e reúso para fins urbanos, alternativas 2 e 5 (respectivamente) apresentadas no item 2.3 do Referencial Bibliográfico. A partir desta informação, realizou-se estudo de pontos para lançamento em águas superficiais e também formas de reúso.

### **3.5.1 Pontos para Lançamento em Águas Superficiais**

Primeiramente, buscou-se a localização do CSVP na Licença Ambiental de Operação do local (LO 001/2020 - DCUA). De posse dessas informações, delimitou-se a área do *campus* no software Google Earth. Posteriormente, identificaram-se os pontos de lançamento direto e indireto em águas superficiais a partir do mapa de drenagem municipal apresentado pelo PMSB de SVP (2014). De posse deste mapa, replicaram-se as linhas de drenagem pluvial mais próximas à FURG no software Google Earth e as distâncias a serem percorridas pelo efluente tratado até o ponto de lançamento final. Semelhante às linhas de drenagens municipais, tem-se ao fundo do CSVP um canal não contemplado pelo PMSB. Sobre este canal, fez-se levantamento fotográfico no entorno do *campus*, identificado seu fluxo hídrico e, com uso do software Google Earth, se identificou e demarcou o trajeto do canal.

### **3.5.2 Formas de Reúso Local**

Com base nas possibilidades de reúso local do efluente tratado previstas na legislação e apresentadas no subitem 2.3.2 do Referencial Bibliográfico, as possíveis formas que se enquadrariam frente às características do CSVP são as de: lavagem de calçadas e veículos, abatimento de poeira, obras de construção civil e irrigação paisagística. Assim, elaborou-se mapa local do *campus* com o uso do software Google Earth para evidenciar os possíveis locais desse reúso e também se fez necessária visita técnica para validação e registro fotográfico destes locais.

## **3.6 Seleção do Regime Hídrico e Material Suporte do SAC**

A seleção do regime hídrico e do material suporte para o SAC foi realizada por meio de consultas em bibliografias que são referência para Sistemas Alagados Construídos, buscando informações que permitissem fazer levantamento comparativo entre os diferentes regimes hídricos dos SAC para determinar o mais adequado às características e necessidade de tratamento do efluente do CSVP. Para seleção do regime hídrico, foram considerados SACFS, SACFH, SACFV, sistemas híbridos sequenciais, sistema francês e sistema alagado construído vertical de fundo saturado (SACFV-FS). Para a tomada de decisão do regime hídrico ideal, avaliaram-se os focos de tratamento, as necessidades de pré-tratamento, remoção de contaminantes, alimentação de efluente e operação. Posteriormente, realizou-se a seleção do meio suporte, que possui fundamental papel no sistema de tratamento a ser proposto,

auxilia o estabelecimento das plantas e atua também como meio filtrante. Assim, a seleção se deu após determinação do regime hídrico levando em consideração as recomendações de Dotro, *et al.* (2017) e von Sperling, *et al.* (2018).

### 3.7 Seleção de Plantas

Conforme apresentado no referencial teórico, as plantas a serem utilizadas em SACFH são as MAE. A seleção das MAE se deu com base em experiências relatadas na literatura para plantas piloto e sistemas operantes. De modo geral, as plantas recomendadas devem atender a macrocaracterísticas gerais (VON SPERLING *et al.* 2018 e VYMAZAL, 2011), como serem/terem:

- emergentes e nativas;
- disponibilidade na região;
- adaptadas às alterações climáticas da região;
- raízes e rizomas que promovam oxigênio no meio, mesmo que em baixas concentrações, pois favorece o crescimento microbiano;
- tolerantes às concentrações de DBO e nutrientes.

### 3.8 Dimensionamento

Primeiramente, elaborou-se um fluxograma de processos para melhor visualização e compreensão do sistema. Posteriormente, para dimensionamento do SAC, utilizou-se as premissas apresentadas por Dotro, *et al.* (2017) e von Sperling, *et al.* (2018) para efluentes domésticos e os resultados obtidos nas etapas anteriores deste projeto, consolidando-os em uma tabela inicial. Com as informações de entrada estabelecidas, deu-se andamento ao dimensionamento e, na sequência, utilizou-se diferentes modelos matemáticos para comparação e validação dos parâmetros selecionados, conforme subitens a seguir. Todos os cálculos, simulações e elaboração de gráficos foram realizadas nos softwares Mathcad® e Microsoft Excel®.

Quanto à remoção de patógenos, von Sperling, *et al.* (2018), Dotro, *et al.* (2017) e MAIGA, *et al.* (2017) afirmam que é aceitável considerar redução de coliformes termotolerantes de até 3 unidades  $\log_{10}$ . O último autor ainda divide os patógenos e aponta remoção esperada em unidades  $\log_{10}$ : 1 a 3 para bactérias, 1 a 2 para vírus, 2 para helmintos e 2 para protozoários. Considerando as faixas de redução citadas e as concentrações de coliformes termotolerantes e *E. coli* obtidas nas análises de efluente

da fossa e filtro (apresentadas na Tabela 21), simulou-se os valores finais destes contaminantes após tratamento e avaliou-se o possível atendimento à legislação para reúso e destinação final em águas superficiais.

### 3.8.1 Dimensões e TDH

Primeiramente, calculou-se as cargas orgânicas mensais de alimentação do sistema e do SAC e a concentração de entrada do SAC, a partir das Equação 2, Equação 3 e Equação 4 e do fluxograma dos blocos para o tratamento, apresentado na Figura 10.

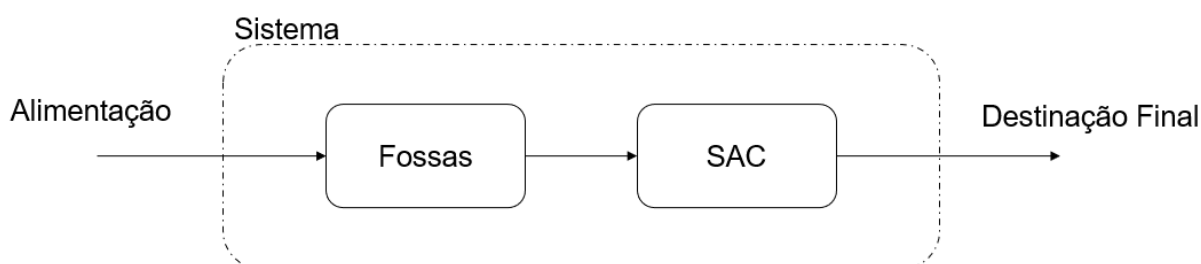


Figura 10 – Fluxograma de blocos

Equação 2 – Carga orgânica mensal gerada

$$C_{es} = DBO_{es} \times Q$$

Equação 3 – Concentração orgânica de entrada do SAC

$$DBO_{eSAC} = DBO_{es} \times (100\% - Ef)$$

Equação 4 – Carga orgânica mensal de entrada do SAC

$$C_{eSAC} = C_{es} \times (100\% - Ef)$$

Onde:

$C_{es}$  = Carga orgânica mensal de entrada de todo o sistema (gerada) em  $\text{kg mês}^{-1}$ ;

$DBO_{es}$  = Concentração orgânica alimentação do sistema (gerada)  $\text{kg L}^{-1}$ ;

$Q$  = Vazão mensal de efluente  $\text{m}^3 \text{mês}^{-1}$ ;

$DBO_{eSAC}$  = Concentração orgânica alimentação do SAC  $\text{kg L}^{-1}$ ;

$Ef$  = Eficiência de remoção de matéria orgânica nas fossas em %;

$C_{eSAC}$  = Carga orgânica mensal de entrada do SAC em  $\text{kg mês}^{-1}$ .



Posteriormente à obtenção da carga de alimentação do SAC, simulou-se a área superficial requerida à implementação do SACFH utilizando a Equação 5 e as taxas de aplicação orgânica superficial sugeridas por von Sperling *et al.* (2018) e Dotro *et al.* (2017), apresentadas na Tabela 24 (resultado o item anterior). Com os dados obtidos e com a Equação 6 calculou-se as taxas de aplicação hidráulica superficial correspondentes para verificar se atendem à faixa estabelecida também na Tabela 24 e elaborou-se gráfico para correlação dos resultados.

Equação 5 – Área superficial requerida para o SACFH

$$AS = \frac{C_{eSAC}}{Tx_{AOS}}$$

Equação 6 – Taxa de aplicação hidráulica superficial

$$Tx_{AHS} = \frac{Q}{AS}$$

Onde:

AS = Área superficial do SACFH em m<sup>2</sup>;

C<sub>eSAC</sub> = Carga orgânica mensal de entrada do SAC em kg mês<sup>-1</sup>;

Tx<sub>AOS</sub> = Taxa de aplicação orgânica superficial em kg m<sup>-2</sup> mês<sup>-1</sup>;

Tx<sub>AHS</sub> = Taxa de aplicação hidráulica superficial em m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> mês<sup>-1</sup>;

Q = Vazão mensal de efluente m<sup>3</sup> mês<sup>-1</sup>.

Sabendo-se que a área de uma superfície retangular é igual à multiplicação do comprimento pela largura, fez-se o rearranjo desta fórmula para as Equação 7 e Equação 8, a fim de obter estas dimensões com base na relação comprimento:largura selecionada.

Equação 7 – Largura do SACFH

$$l = \sqrt{\frac{AS}{CL}}$$

Equação 8 – Comprimento do SACFH

$$c = l \times CL$$

Onde:

$l$  = Largura do SACFH em m;

$AS$  = Área superficial do SACFH em  $m^2$ ;

$CL$  = Relação comprimento:largura, adimensional;

$c$  = Comprimento do SACFH em m.

Previamente à determinação da profundidade do leito, fez-se necessário obter a área transversal mínima que atenda à taxa máxima de aplicação orgânica transversal preconizada por von Sperling *et al.* (2018) e Dotro *et al.* (2017) (apresentadas na Tabela 24). Para obtenção da referida área e da profundidade mínima para cada situação, utilizaram-se as Equação 9 e Equação 10.

Equação 9 – Área transversal mínima do SACFH

$$AT = \frac{C_{eSAC}}{Tx_{AOT}}$$

Equação 10 – Profundidade mínima do SACFH

$$p = \frac{AT}{l}$$

Onde:

$AT$  = Área transversal mínima do SACFH em  $m^2$ ;

$C_{eSAC}$  = Carga orgânica mensal de entrada do SAC em  $kg\ mês^{-1}$ ;

$Tx_{AOT}$  = Taxa máxima de aplicação orgânica transversal em  $kg\ m^{-2}\ mês^{-1}$ ;

$p$  = Profundida mínima do SACFH em m;

$l$  = Largura do SACFH em m.

De posse de todas as dimensões do SACFH para cada  $Tx_{AOS}$ , calculou-se o volume total do leito e o tempo de detenção hidráulica conforme Equação 11 e Equação 12. Posteriormente todos os resultados obtidos nesta etapa do dimensionamento foram compilados em uma tabela de correlações.

Equação 11 – Volume total do SACFH

$$V = AS \times p$$

Equação 12 – TDH do SACFH

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

Onde:

V = Volume total do leito em m<sup>3</sup>;

AS = Área superficial do SACFH em m<sup>2</sup>;

p = Profundidade mínima do SACFH em m;

TDH = Tempo de detenção hidráulica do SACFH em mês;

ε = Porosidade do leito, adimensional;

Q = Vazão mensal de efluente m<sup>3</sup> mês<sup>-1</sup>.

### 3.8.2 Modelos Hidráulicos de Reatores e Cinética de Reação

Outra forma de dimensionar um reator para tratamento de efluentes é através de modelos hidráulicos. De maneira geral, os modelos mais amplamente utilizados para dimensionamento de lagoas de estabilização e SACFH são os CSTR e PFR, desenvolvidos para sistemas ideais (Figura 11). O CSTR considera um único tanque de mistura completa para a reação, enquanto o PFR considera um reator de fluxo de pistão, que seria similar à sequência de infinitos CSTR em série para um mesmo TDH total do sistema (VON SPERLING, 2007 e DOTRO, *et al.* 2017).

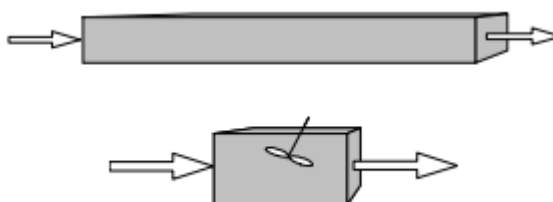


Figura 11 – Representação de reator PFR (acima) e CSTR (abaixo)  
Fonte: VON SPERLING (2007).

As reações biológicas de degradação da matéria orgânica e decaimento de organismos patogênicos ocorrem segundo a cinética de primeira ordem (VON SPERLING, 1996 b). A determinação do coeficiente cinético é realizada

experimentalmente, porém, quando são determinadas por meio de cálculos relacionando as concentrações de entrada e saída de matéria orgânica, podem resultar em coeficientes cinéticos distorcidos que acabam por incorporar as imperfeições do comportamento hidráulico real frente ao modelo ideal (DOTRO, *et al.* 2017). Atualmente, lagoas facultativas e SACFH são melhor representados pelo modelo de tanques em série (TIS) e pelo modelo de fluxo disperso, que simulam situações intermediárias entre os ideais (Figura 12). No primeiro, entende-se que o reator apresenta comportamento similar a uma série de tanques (de quantidade N) de mistura completa com mesmo tamanho, de forma que  $\infty > N > 1$ , estando assim entre CSTR e PFR. Para o de fluxo disperso, leva-se em consideração o grau de dispersão (d) longitudinal de um reator do tipo pistão, de forma que para  $d \leq 0,2$  o modelo hidráulico tende a ser similar ao PFR, enquanto que para  $d \geq 3,0$  similar ao CSTR (VON SPERLING, 2007 e DOTRO, *et al.* 2017).

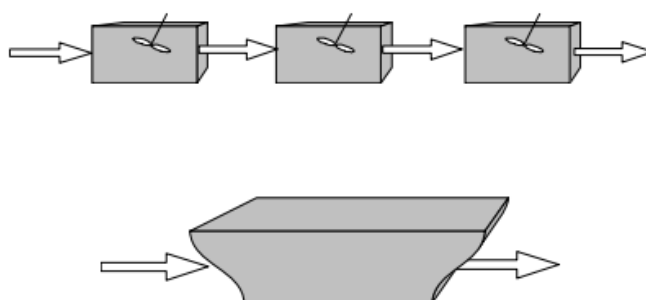


Figura 12 – Representação do modelo hidráulico de tanques em série (acima) e fluxo disperso (abaixo)  
Fonte: VON SPERLING (2007).

Desta forma, para comparação dos resultados obtidos anteriormente, calculou-se o coeficiente cinético de reação considerado no dimensionamento realizado para diferentes modelos hidráulicos. Para estes métodos, uma das variáveis é a concentração de matéria orgânica de saída do sistema, que foi calculada por meio da Equação 13. Para o dimensionamento anterior, von Sperling, *et al.* (2018) estima remoção > 85 % na concentração de DBO, assim, foi considerado para este projeto eficiência global de tratamento de 85 %.

Equação 13 – Concentração orgânica de saída do sistema de tratamento

$$DBO_{saída} = DBO_{es} \times (100 \% - Es)$$

Onde:

$DBO_{saída}$  = Concentração orgânica de saída do sistema em  $kg L^{-1}$ ;

$DBO_{es}$  = Concentração orgânica alimentação do sistema (gerada) em  $kg L^{-1}$ ;

$Es$  = Eficiência de remoção de matéria orgânica do sistema completo em %.

Posteriormente à obtenção dos coeficientes cinéticos para os diferentes modelos, comparou-se os resultados com àqueles esperados para tratamento biológico secundário em SACFH e em lagoas facultativas, pois dentre outras tecnologias amplamente conhecidas (lagoa anaeróbia + lagoa facultativa e reator UASB) é a que mais se aproxima do SACFH em termos de população equivalente por  $m^2$ , segundo Dotro, *et al.* (2017).

### 3.8.2.1 Coeficiente cinético para CSTR

Para estimativa do coeficiente cinético via CSTR a partir das faixas de TDH para as diferentes taxas de aplicação orgânica superficial apresentadas na Tabela 24, utilizou-se a Equação 14, adaptada de von Sperling (2007).

Equação 14 – Concentração orgânica de saída do SAC para CSTR

$$DBO_{saída} = \frac{DBO_{eSAC}}{1 + k \times TDH}$$

Onde:

$DBO_{saída}$  = Concentração orgânica de saída do sistema em  $kg L^{-1}$ ;

$DBO_{eSAC}$  = Concentração orgânica alimentação do SAC em  $kg L^{-1}$ ;

$k$  = Coeficiente cinético de primeira ordem à 20 °C em  $d^{-1}$ ;

TDH = Tempo de detenção hidráulica do SACFH em d.

### 3.8.2.2 Coeficiente cinético para PFR

Para estimativa do coeficiente cinético via PFR a partir das faixas de TDH para as diferentes taxas de aplicação orgânica superficial apresentadas na Tabela 24, utilizou-se a Equação 15, adaptada de von Sperling (2007).

Equação 15 – Concentração orgânica de saída do SAC para PFR

$$DBO_{saída} = DBO_{eSAC} \times e^{-k \times TDH}$$

Onde:

$DBO_{saída}$  = Concentração orgânica de saída do sistema em kg L<sup>-1</sup>;

$DBO_{eSAC}$  = Concentração orgânica alimentação do SAC em kg L<sup>-1</sup>;

k = Coeficiente cinético de primeira ordem à 20 °C em d<sup>-1</sup>;

TDH = Tempo de detenção hidráulica do SACFH em d.

### 3.8.2.3 Coeficiente cinético para Fluxo Disperso

Para estimativa do coeficiente cinético via modelo de dispersão, primeiramente faz-se necessário determinar o coeficiente de dispersão longitudinal. Esta determinação é realizada experimentalmente com o uso de traçadores (*tracers*). Porém, von Sperling (2007) apresenta três diferentes equações para estimar esta variável em lagoas facultativas. Ainda conforme o autor citado, para a faixa de concentração orgânica deste trabalho os três equacionamentos se aplicam, assim utilizou-se a Equação 16 por sua simplicidade.

Posteriormente, rearranjou-se a Equação 17 (adaptada de von Sperling, 2007) a fim de calcular a variável “a”. Com este resultado, utilizou-se a Equação 18 (adaptada de von Sperling, 2007), para obtenção do coeficiente cinético a partir das faixas de TDH apresentadas na Tabela 24.

Equação 16 – Coeficiente de dispersão do SACFH

$$d = \frac{1}{CL}$$

Onde:

d = Coeficiente de dispersão longitudinal, adimensional;

CL = Relação comprimento:largura, adimensional.

Equação 17 – Concentração orgânica de saída do SACFH para modelo de dispersão

$$DBO_{saída} = DBO_{eSAC} \times \frac{4a \times e^{1/2d}}{(1+a)^2 \times e^{a/2d} - (1-a)^2 \times e^{-a/2d}}$$

Equação 18 – Variável “a” para modelo de dispersão

$$a = \sqrt{1 + 4k \times TDH \times d}$$

Onde:

$DBO_{saída}$  = Concentração orgânica de saída do sistema em  $kg L^{-1}$ ;

$DBO_{eSAC}$  = Concentração orgânica alimentação do SAC em  $kg L^{-1}$ ;

$d$  = Coeficiente de dispersão longitudinal, adimensional;

$k$  = Coeficiente cinético de primeira ordem à 20 °C em  $d^{-1}$ ;

$TDH$  = Tempo de detenção hidráulica do SACFH em  $d$ .

### 3.8.2.4 Coeficiente cinético para modelo de Tanques em Série

Para estimativa do coeficiente cinético via modelo de tanques em série, primeiramente faz-se necessário determinar o número teórico de tanques em série (NTIS). O NTIS tem relação direta com a geometria e configuração do SACFH e, da mesma forma que para o coeficiente de dispersão, é determinado experimentalmente com o uso de traçadores (*tracers*). Kadlec e Wallace (2009) apresentam valores de NTIS determinados por *tracers* para tamanhos variados de SACFH, sendo o menor valor aproximadamente 3 e de 4,5 a 5,5 para AS de 130 a 180  $m^2$ . Dotro *et al.* (2017) apresenta um valor médio de 8,3 NTIS para estes estudos. Desta forma, obteve-se o coeficiente cinético para NTIS equivalente a 3, 5 e 8,3, utilizando a Equação 19 (adaptada de Dotro, *et al.*, 2017) e as faixas de TDH apresentadas na Tabela 24.

Equação 19 – Concentração orgânica de saída do SACFH para de TIS

$$DBO_{saída} = \frac{DBO_{eSAC}}{(1 + k \times TDH/N)^N}$$

Onde:

$DBO_{saída}$  = Concentração orgânica de saída do sistema em  $kg L^{-1}$ ;

$DBO_{eSAC}$  = Concentração orgânica alimentação do SAC em  $kg L^{-1}$ ;

$k$  = Coeficiente cinético de primeira ordem à 20 °C em  $d^{-1}$ ;

$TDH$  = Tempo de detenção hidráulica do SACFH em  $d$ ;

$N$  = Número de tanques em série, adimensional.

### 3.8.2.5 Coeficiente cinético para modelo de P-k-C\*

Segundo Dotro, *et al.* (2017), este modelo cinético tem sido bastante utilizado para SACFH. Trata-se da equação de TIS modificada, pois considera que a biodegradabilidade do contaminante no efluente vai diminuindo ao longo do reator até atingir um valor mínimo ( $C^*$ ) e também há a substituição da variável “N” por “P”, que se refere ao NTIS aparente, associado à geometria do SACFH e biodegradabilidade do efluente. Dotro, *et al.* (2017) apresenta exemplos de SACFH com P igual a 3, sendo que sempre  $P \leq N$ , e  $C^*$  de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  para tratamento de efluente primário. Desta forma, obteve-se o coeficiente cinético para  $P = 3$ , utilizando a Equação 20 (adaptada de Dotro, *et al.*, 2017) e as faixas de TDH apresentadas na Tabela 24.

Equação 20 – Concentração orgânica de saída do SACFH para modelo P-k-\*C

$$DBO_{saída} = C^* + \frac{DBO_{eSAC} - C^*}{(1 + k \times TDH/P)^P}$$

Onde:

$DBO_{saída}$  = Concentração orgânica de saída do sistema em  $\text{kg L}^{-1}$ ;

$C^*$  = Concentração mínima possível de matéria orgânica pós tratamento em  $\text{kg L}^{-1}$ ;

$DBO_{eSAC}$  = Concentração orgânica alimentação do SAC em  $\text{kg L}^{-1}$ ;

$k$  = Coeficiente cinético de primeira ordem à  $20 \text{ °C}$  em  $\text{d}^{-1}$ ;

TDH = Tempo de detenção hidráulica do SACFH em d;

$P$  = Número aparente de TIS, adimensional.

### 3.8.3 Detalhamento do Projeto

Determinados os parâmetros e dimensões do SACFH, fez-se o detalhamento do projeto, incluindo os componentes complementares ao tratamento, com o uso do software AutoCAD®. Também se estimou, com base em informações aproximadas fornecidas pelo software Google Earth, a elevação de cada edificação em relação ao nível do mar para evidenciar direcionamento da declividade do terreno e preferência de escoamento do efluente.



## 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1 Caracterização do Ambiente Institucional

Com base nas informações obtidas acerca do CSVP, evidencia-se que se trata de um *campus* com atividades administrativas, residência de estudantes na CEU e atividades de ensino ligadas às graduações de hotelaria, turismo, comércio exterior, relações internacionais e tecnologia em eventos. Dos cinco cursos ofertados no *campus*, quatro são noturnos e outro ocorre majoritariamente no turno da noite. Nenhum desses cursos utiliza produtos químicos ou biológicos em suas rotinas, sendo então o efluente gerado similar ao doméstico. Corroborando com esse fato, estudos realizados por Bertolino *et al.* (2008), na caracterização dos esgotos produzidos em *campus* universitário da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), e por Düpont *et al.* (2012), na avaliação da eficiência da estação de tratamento de esgoto da Universidade de Santa Cruz do Sul, têm em seus modelos de estudo efluentes com característica doméstica. Desse modo, as ações em sequência são conduzidas com base nessa característica.

O mapa do CSVP (Figura 13) tem, em verde, as áreas já existentes, e nas demais, as áreas em expansão, que, conseqüentemente acarretarão no aumento da comunidade acadêmica e geração de efluente. As instalações operacionais referem-se ao prédio administrativo (referente aos pontos 1, 2 e 3 da Figura 13) e ao prédio de salas de aula (referente ao ponto 4 da Figura 13). As instalações futuras referem-se a salas de aula – bloco B, estar dos funcionários, ponto de convivência, churrasqueira e cozinha campeira, vestiários, laboratório de hospedagem e CEU. As representações dos sistemas de tratamento de esgoto da Figura 13, refere-se às fossas, filtros e valas de infiltração inicialmente dimensionadas pela Diretoria de Obras.

A composição da comunidade universitária da FURG, no CSVP, ao final de 2019 é apresentada na Tabela 14. Resumidamente, o *campus* acolhe diariamente, em média, 563 pessoas, mais eventuais visitantes (fornecedores, intercâmbios, eventos, professores, etc.). Cabe salientar que a CEU, presente junto às obras de expansão, teve seu uso iniciado anteriormente à entrega definitiva pela necessidade de abrigar estudantes que se encontravam em condições de vulnerabilidade social e, por isso, encontra-se como instalação futura nos mapas de edificações. Porém, já possuem ocupantes contabilizados como população universitária atual.

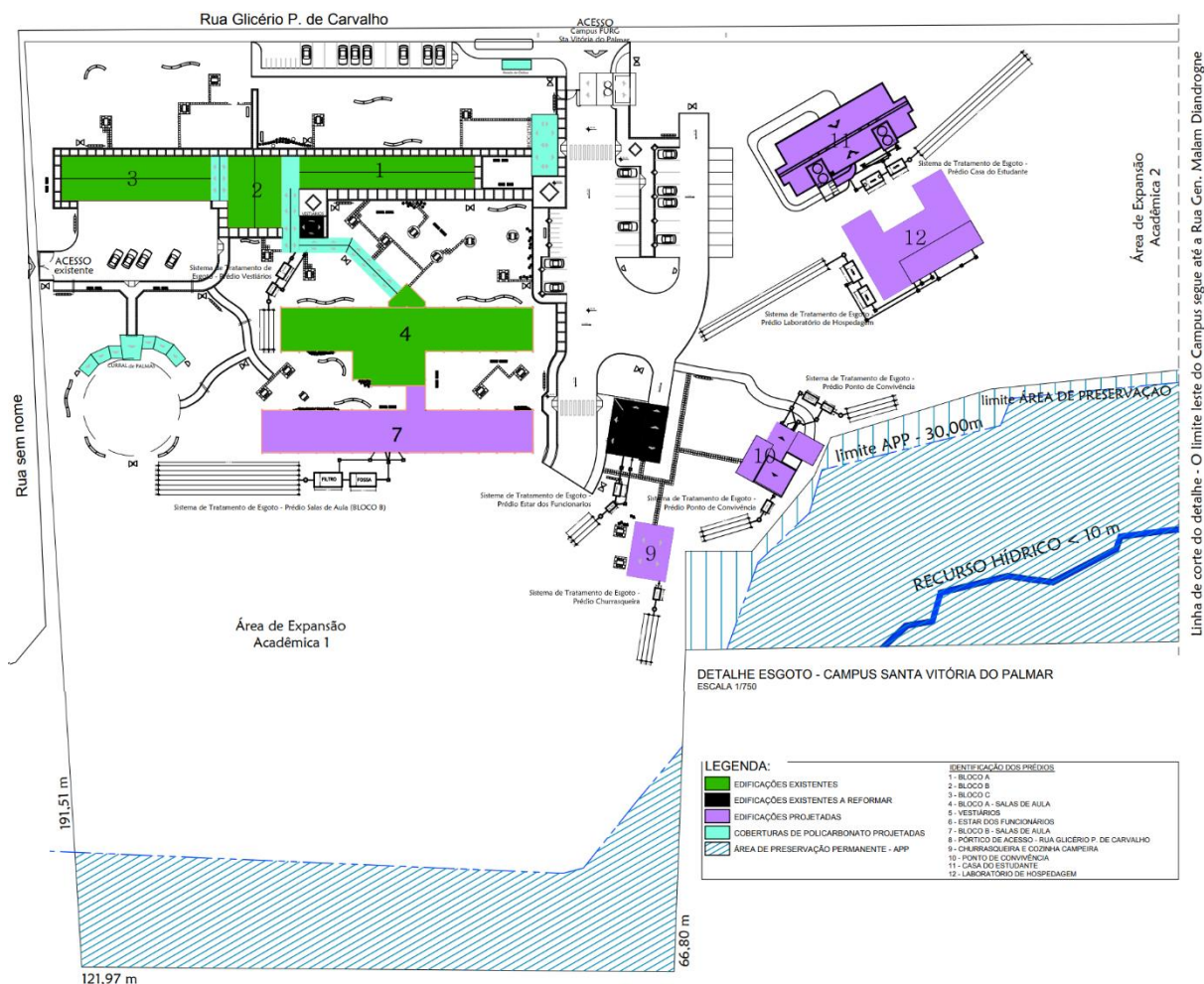


Figura 13 – Mapa de edificações do *campus* Santa Vitória do Palmar.  
Fonte: Diretoria de Obras/Pró-Reitoria de Infraestrutura - FURG.

Tabela 14 – Comunidade universitária do *campus* Santa Vitória do Palmar em dez/2019

Categoria	Número de Pessoas
Servidores	66
*Estagiários	06
Equipe terceirizada	21
Estudantes	476
*Moradores da Casa do Estudante	18
*Capacidade da Casa do Estudante	48
<b>População Universitária Total</b>	<b>563</b>

Fonte: Pró-Reitoria de Gestão de Pessoas – FURG (2019).

\*Não contabilizado na soma do total por já estarem incluídos na quantidade de estudantes

Na Tabela 15 tem-se apresentada a estimativa de ocupantes em cada nova edificação, que se atingir lotação máxima conforme Plano de Prevenção e Proteção

Contra Incêndio (PPCI) contribuirá com acréscimo de aproximadamente 305 pessoas, totalizando 868 pessoas diariamente no *campus*.

Tabela 15 – Estimativa da população máxima em cada nova edificação

Novos Prédios	População Estimada
*Salas de aula – bloco B	305
Estar funcionários	22
Ponto de convivência	70
Churrasqueira e cozinha campeira	68
Vestiários	-
Laboratório de hospedagem	140
<b>População Universitária Adicional</b>	<b>305</b>

Fonte: Adaptado do projeto descritivo de esgoto do CSVP da Diretoria de Obras – FURG.

\*Única edificação contribuinte com o aumento da população universitária.

Com base na conta de serviços da CORSAN, emitida para o CSVP da FURG no último semestre letivo de aulas presenciais, evidencia-se que realmente não há tratamento de esgoto no município e o consumo mensal de água do *campus* para o período é de, aproximadamente,  $130 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$ , conforme apresentado na Tabela 16.

Tabela 16 – Consumo de água mensal do *campus* Santa Vitória do Palmar

Mês Referência (2019)	Consumo de água em $\text{m}^3$
Maio	113
Junho	107
Julho	122
Agosto	*66
Setembro	188
Outubro	118
<b>Média mensal +/- Desvio padrão</b>	<b>130 +/- 33</b>

Fonte: Pró-Reitoria de Infraestrutura – FURG e página de serviços da CORSAN (out/2019).

\*Valor não contemplado na média por ser período de férias letivas.

## 4.2 Caracterização do Problema

O CSVP era regido sob Licença de Operação e Regularização (LOR) nº 04/2015 até o início de 2020, quando essa foi renovada e passou a vigorar a Licença de Operação (LO) nº 01/2020, ambas emitidas pelo órgão licenciador municipal. Como já utilizado nos demais *campi*, os quais não possuem ligação com rede coletora de esgoto, o sistema inicialmente idealizado para tratamento dos efluentes foi o de fossa, filtro e valas de infiltração, regulamentado pela ABNT NBR 13969:1997. Nesse caso se fez necessário o atendimento à condicionante 4.3 da LOR nº 04/2015 que obriga o empreendedor a comprovar a capacidade de permeabilidade do solo.

A equipe do Laboratório de Geotecnia e Concreto, da Escola de Engenharia da FURG, realizou ensaios para determinação da permeabilidade do solo no local seguindo as orientações da ABGE (2013) através de ensaios de rebaixamento a tubo aberto, conforme esquema apresentado na Figura 14.

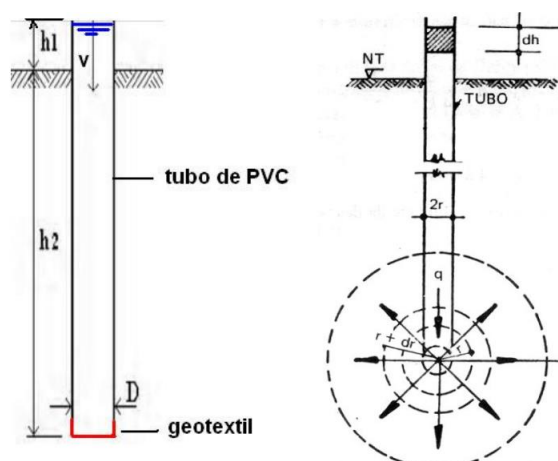


Figura 14 – Esquema de ensaio de permeabilidade do solo.

Fonte: Relatório do Laboratório de Geotecnia e Concreto, Escola de Engenharia - FURG.

Os ensaios de rebaixamento a tubo aberto realizados apresentaram coeficiente de permeabilidade na ordem  $10^{-6} \text{ cm s}^{-1}$  que, segundo ABGE (2013), é condizente com materiais da natureza que compõe o terreno do Centro de Distribuição (areia finas argilosas). Para uniformizar a unidade de medida do valor obtido com aqueles apresentados pela ABNT NBR 13969:1997 (Tabela 17), fez-se uso da Equação 1. O resultado desta conversão é uma taxa de percolação na ordem de  $10^6 \text{ min m}^{-1}$ . A taxa obtida está muito acima das elencadas pela norma (Tabela 17) e, por isso, plotou-se o gráfico apresentado na Figura 15 com as relações trazidas pela NBR em questão. A partir da regressão da curva de tendência gerada, obteve-se equação de potência

com  $R^2$  de 0,99 (equação também apresentada na Figura 15) que permite estimar taxa máxima de aplicação diária de efluente na ordem de  $10^{-3} \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , ou seja, 10 vezes inferior à mínima normatizada e indicando baixa capacidade de infiltração no solo.

Tabela 17 – Taxas de percolação vs taxas de aplicação superficial ABNT NBR 13969:1997

Taxa de percolação (min $\text{m}^{-1}$ )	Taxa máxima de aplicação ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )	Taxa de percolação (min $\text{m}^{-1}$ )	Taxa máxima de aplicação ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )
40 ou menos	0,20	400	0,065
80	0,14	600	0,053
120	0,12	1200	0,037
160	0,10	1400	0,032
200	0,09	2400	0,024

Fonte: Tabela A.1 - ABNT NBR 13969:1997

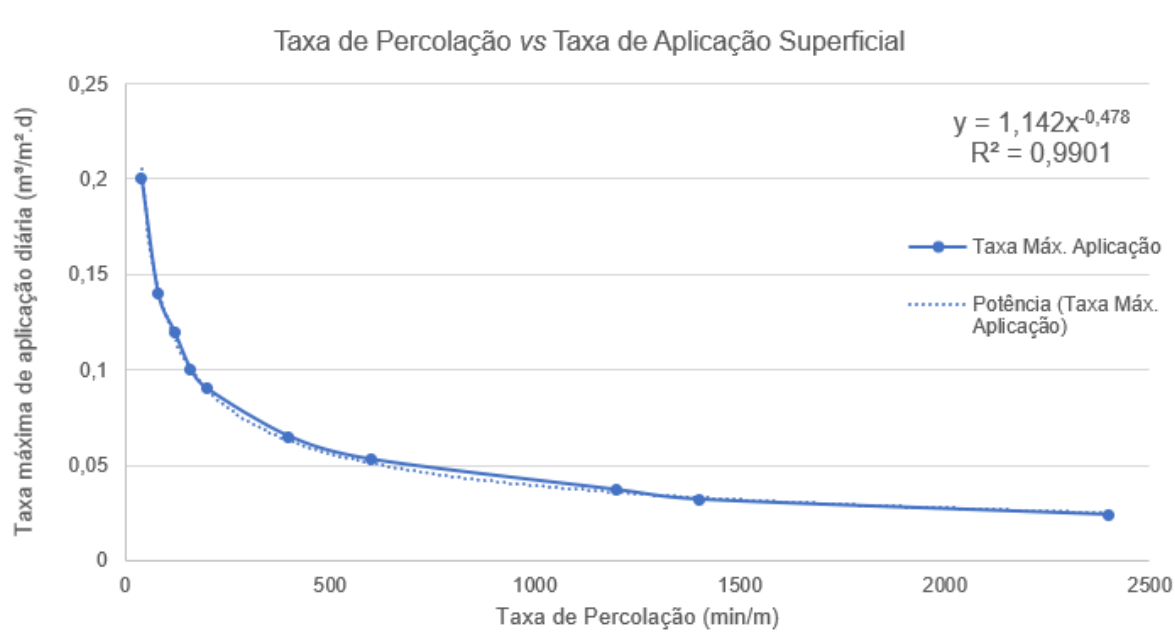


Figura 15 – Gráfico de correlação entre taxa de percolação e taxa de aplicação superficial

### 4.3 Balanço Hídrico do CSVP

Os resultados para o balanço hídrico do CSVP foram obtidos levando-se em consideração o consumo atual de água fornecida pela CORSAN, as premissas da norma ABNT NBR 13969:1997, as características do *campus* e a expansão de

atividades da instituição no município. Tais resultados, estão detalhados nos subitens a seguir.

#### 4.3.1 Balanço Hídrico dos Prédios em Operação

Conforme apresentado nas Tabela 16 e Tabela 14 do item 4.1, atualmente o consumo de água do CSVP em períodos letivos é, em média,  $130 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$  para um total de 563 indivíduos. Esse uso mensal é apresentado no gráfico da Figura 16, que possibilita a percepção do padrão comportamental no uso deste recurso natural, aumentando logo após o início das aulas e diminuindo nos períodos de férias, com exceção do segundo semestre letivo de 2018, quando apresentou comportamento anormal. Analisando esses ciclos, percebe-se também, que os extremos de consumo não ultrapassaram as faixas mínima e máxima dos  $50$  e  $180 \text{ m}^3$ , respectivamente.

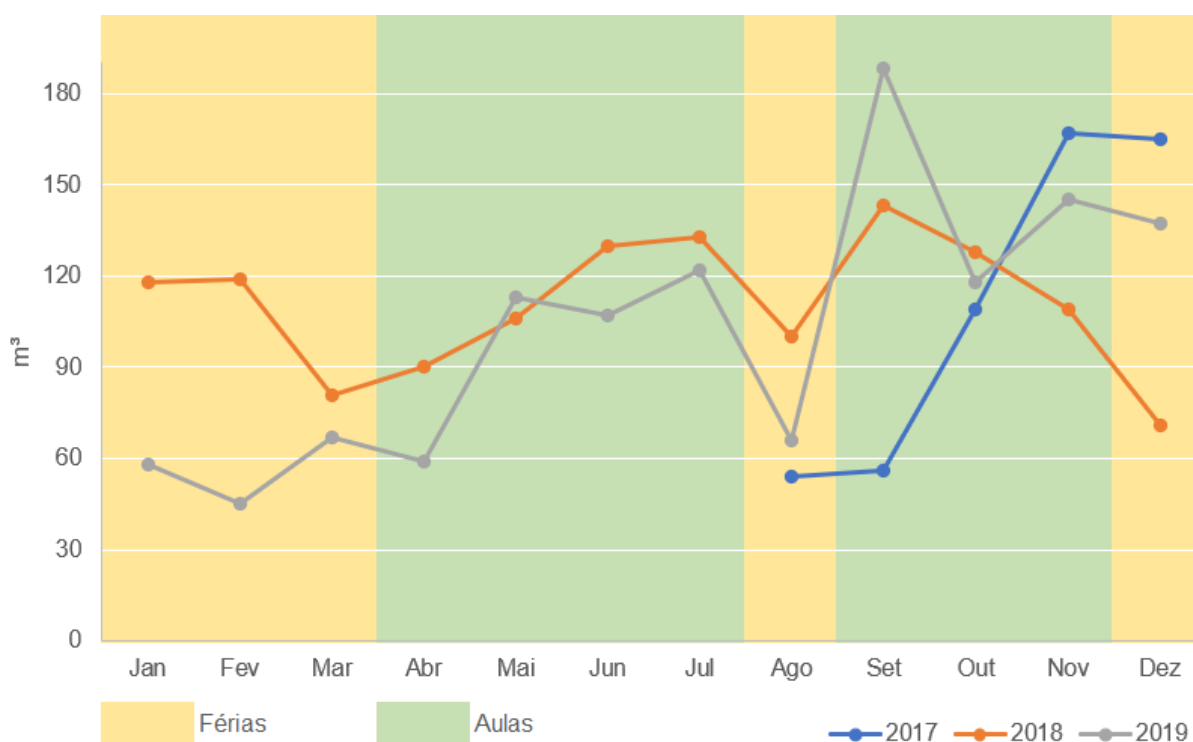


Figura 16 – Gráfico mensal do consumo de água da CORSAN de 2017, 2018 e 2019

Quanto às estimativas legais, na tabela 3 da ABNT NBR 13969:1997 são apresentadas categorias de geração que, dentre elas, a população universitária do CSVP melhor se enquadra às atividades de escritório, escola e residência padrão médio. Assim, com base nas contribuições de efluente da norma, foram elaboradas as Tabela 18 e Tabela 19.

Tabela 18 – Contribuição individual de efluente da população universitária estimada conforme ABNT

<b>Categoria</b>	<b>Número pessoas</b>	<b>Categoria NBR 13969</b>	<b>Contribuição de esgoto (L d<sup>-1</sup> p<sup>-1</sup>)</b>	<b>Contribuição de carga orgânica (gDBO<sub>5,20</sub> d<sup>-1</sup> p<sup>-1</sup>)</b>
Servidores	66			
Estagiários	06	Escritório	50	25
Equipe terceirizada	21			
Estudantes	476	Escola	50	20
Moradores da CEU	18	Residência Padrão Médio	130	45
Capacidade da CEU	48			

Fonte: Adaptado da Pró-Reitoria de Gestão de Pessoas – FURG e da tabela 3 ABNT 13969:1997.

Tabela 19 – Contribuição total de efluente da população universitária estimada conforme ABNT

<b>Categoria</b>	<b>Número pessoas</b>	<b>Efluente Gerado m<sup>3</sup></b>		<b>Carga Orgânica kgDBO<sub>5,20</sub></b>		<b>Concentração DBO (mgO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>)</b>
		<b>Diário</b>	<b>Mensal</b>	<b>Diário</b>	<b>Mensal</b>	
Servidores	66					
*Estagiários	06	4,6	102,3	2,3	51,1	500,0
Equipe terceirizada	21					
Estudantes	476	23,8	523,6	9,5	209,4	400,0
*Moradores da CEU	18	2,3	70,2	0,8	24,3	346,1
<b>Total</b>	<b>563</b>	<b>30,8</b>	<b>696,1</b>	<b>12,6</b>	<b>284,9</b>	<b>409,3</b>

Fonte: Adaptado da Pró-Reitoria de Gestão de Pessoas – FURG e da tabela 3 ABNT 13969:1997.

\*Não contabilizados no total de pessoas por já estarem incluídos na quantidade de estudantes.

Com os resultados obtidos é possível evidenciar que, para 563 pessoas, o volume estimado conforme ABNT NBR 13.969:1997 (696 m<sup>3</sup> mês<sup>-1</sup> – 41,2 L p<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) é muito superior ao volume médio de água consumida no período letivo de 2019 (130 m<sup>3</sup> mês<sup>-1</sup> – 7,70 L p<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>). Um importante fato que pode explicar parte dessa grande diferença, é o de que quatro dos cinco cursos de graduação oferecidos são noturnos,

sendo que as disciplinas do quinto curso ocorrem majoritariamente à noite (apresentado no item 4.1), turno esse que possui menor faixa de horário, menor permanência dos estudantes no *campus* e menor número de refeições realizadas no local. Conseqüentemente, há menor geração de efluente frente ao esperado quando se compara com a categoria “escolas” de maneira generalizada, com aulas concentradas nos dois turnos diurnos. Juntamente a isso, tem-se que em 2019, o CSVP não possui restaurantes ou bares, geralmente grandes geradores de efluente. A contribuição de esgoto exclusiva de funcionários e moradores da CEU (a partir de abril de 2019), bem como a movimentação nas médias de consumo de água nos períodos letivos, encontram-se no gráfico apresentado pela Figura 17.

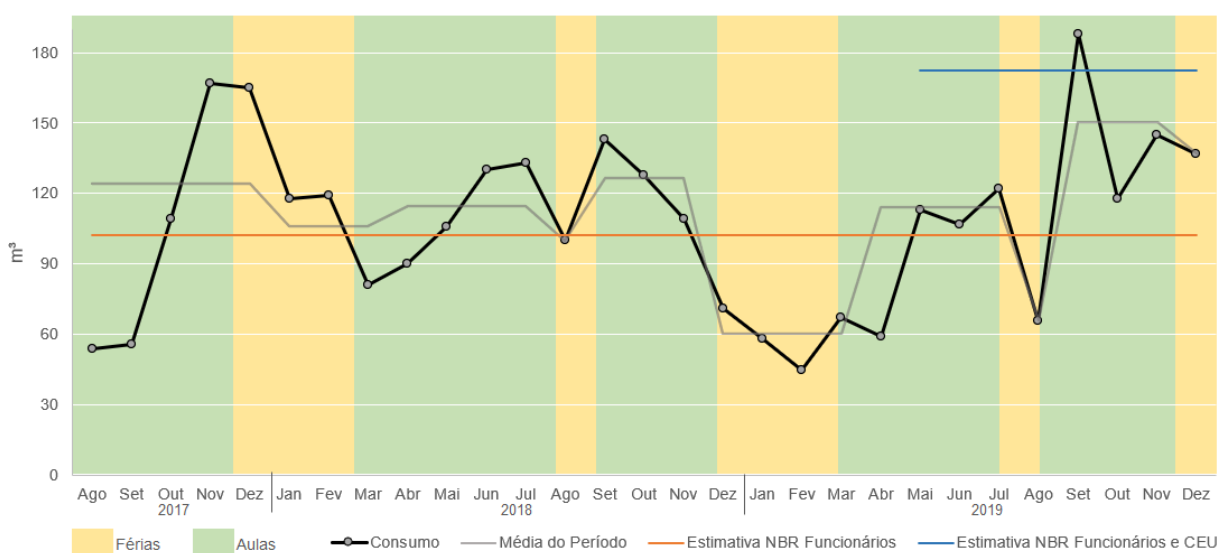


Figura 17 – Gráfico do histórico mensal do consumo de água da CORSAN de 2017 a 2019

É possível notar que, historicamente, a média de consumo de água potável nos períodos letivos (linha cinza da Figura 17) manteve-se em torno de  $120 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$  até o fim do primeiro semestre de 2019, quando houve o ingresso dos 18 moradores da casa do estudante universitário e a média do semestre seguinte passou à faixa dos  $150 \text{ m}^3$  mensais. Estes volumes, aproximam-se daqueles estimados com base na norma (Tabela 19) considerando apenas funcionários e moradores da CEU do CSVP que são  $102 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$  até o ingresso dos moradores, quando passou a ser  $172 \text{ m}^3$  mensais (linhas vermelha e azul da Figura 17). Esse fato corrobora com a hipótese de menor contribuição de efluente por parte dos estudantes que frequentam os cursos majoritariamente noturnos. Num contexto geral, também se espera que a norma em



questão superestima o dimensionamento desse sistema para algumas categorias, visto que a mesma é generalista e possivelmente contemple o pior dos cenários, nesse caso, o maior volume.

Walzburiech, *et al.* (2019) na elaboração de uma cartilha de dimensionamento para sistema de tratamento de efluentes em um dos *campi* da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), que possui um grupo de pesquisa atuante a mais de 15 anos na área, considerou para alunos, servidores, terceirizados e vigilantes, geração de 2, 50, 50 e 80 L p<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, respectivamente. Para fins comparativos, se consideraram estas estimativas para a comunidade universitária da Tabela 19, mantendo-se o pré-determinado para moradores da CEU e obteve-se valor aproximado de 13 L p<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>.

Neste contexto e com base nos resultados de geração apresentados, sugere-se para o projeto do SAC, considerar 150 m<sup>3</sup> de efluente mensais (8,90 L p<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) e prever sistema que possibilite a implementação de novos módulos, de maneira a evitar falta ou excesso de capacidade de tratamento.

#### **4.3.2 Balanço Hídrico dos Novos Prédios**

O projeto descritivo de dimensionamento das fossas, filtros e valas de infiltração das obras de expansão do CSVP considera sistemas individualizados de tratamento por prédio, equivalendo assim a 605 novos contribuintes de efluente (Tabela 15). Porém, das novas edificações (salas de aula-bloco B, estar dos funcionários, ponto de convivência, churrasqueira e cozinha campeira, vestiários e laboratórios de hospedagem) apenas o novo prédio de salas de aula representa real contribuição no aumento da população universitária (305 pessoas).

Como o presente trabalho prevê proposição de sistema centralizado de tratamento, a fim de evitar duplo dimensionamento considerou-se como aumento populacional a capacidade do novo prédio de salas de aula e as trinta vagas até então não ocupadas da CEU, pois esses somados à comunidade universitária atual (563 pessoas) serão os frequentadores dos outros cinco novos espaços.

Com base na contribuição de esgoto individual por categoria apresentada na Tabela 18 e no aumento da capacidade universitária, elaborou-se a Tabela 20 com o possível incremento volumétrico e de carga orgânica ao efluente total do *campus*.

Tabela 20 – Estimativa de aumento de efluente da população universitária conforme ABNT

Categoria	Número pessoas	Efluente Gerado m <sup>3</sup>		Carga Orgânica kgDBO <sub>5,20</sub>		Concentração DBO (mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )
		Diário	Mensal	Diário	Mensal	
Novos Estudantes	305	15,2	335,5	6,1	134,2	400,0
*Novos Moradores CEU	30	3,9	117,0	1,3	40,5	346,1
<b>Total</b>	<b>305</b>	<b>19,1</b>	<b>452,5</b>	<b>7,4</b>	<b>174,7</b>	<b>386,1</b>

Fonte: Adaptado da ProGeP – FURG, DOB - FURG e da tabela 3 ABNT 13969:1997.

\*Não contabilizados no total de pessoas por já estarem incluídos na quantidade de novos estudantes.

Considerando o evidenciado no balanço hídrico das instalações já operacionais, a hipótese de menor contribuição em volume de efluente por parte dos estudantes que frequentam os cursos majoritariamente noturnos, o possível superdimensionamento de sistema de tratamento para algumas categorias por parte generalista da norma (resultados apresentados no item 4.3.1) e o fato de que o aumento populacional utilizado considera capacidade máxima das edificações conforme PPCI (item 3.1), sugere-se incrementar ao volume de projeto apenas 117 m<sup>3</sup> mês<sup>-1</sup> (12,79 L p<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>), que é previsto para ocupação total da CEU, reservando local para instalação de novos módulos em caso de mudanças na característica populacional do *campus*. Este volume diário por pessoa é similar ao apresentado no item anterior baseando-se nas estimativas trazidas por Walzburiech, *et al.* (2019).

#### 4.4 Caracterização do Efluente

A caracterização físico-química e microbiológica do efluente da CEU 4 do *campus* Carreiros encontra-se apresentada na Tabela 21, incluindo os desvios padrão temporais dos dias de amostragem. Observa-se menores concentrações de poluentes nas amostras provenientes do filtro em relação àquelas da fossa, com exceção para *E. coli* e O&G. Segundo ABNT NBR 13969:1997, esse fato condiz com a expectativa para tratamento de efluentes via tanque séptico seguido de filtro anaeróbio submerso, que não prevê remoção para *E. coli*, O&G e nitrogênio, bem como estima reduções dos demais poluentes similares às encontradas. Para nitrogênio e fósforo, foram encontradas concentrações menores no filtro anaeróbio em relação ao tanque séptico, porém, este sistema não prevê remoção destes nutrientes. Essa diferença encontrada

deve ser atribuída a um possível aumento de carga pontual anterior às coletas e não ao funcionamento do sistema instalado. Também se constatou que a relação DQO/DBO<sub>5,20</sub> é aproximadamente 1,96 e 2,36 para os efluentes da fossa e do filtro anaeróbio, respectivamente. Jordão e Pessôa (2017) afirmam que a relação DQO/DBO<sub>5,20</sub> típica de esgoto doméstico é de 1,7 a 2,5. Segundo VON SPERLING (2005), efluentes com relação DQO/DBO<sub>5,20</sub> < 2,5 apresentam alta biodegradabilidade, favorecendo o tratamento biológico, sendo normal o aumento desta relação à medida que o tratamento biológico avança.

Tabela 21 – Caracterização efluente da CEU 4 do *campus* Carreiros

Parâmetro	Unidade	*LDM	Média +/- Desvio Padrão		Eficiência Remoção %
			Fossa	Filtro	
Temperatura	°C	-	19,4 +/- 5,7	20,8 +/- 4,5	-
DBO <sub>5,20</sub>	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	0,05	253,0 +/- 44,0	119,0 +/- 28,0	53
DQO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	2,55 e 16	497,0 +/- 33,0	281,0 +/- 21,0	44
Fósforo total	mgP L <sup>-1</sup>	0,04	19,6 +/- 3,1	6,4 +/- 1,0	68
Nitrogênio amoniacal	mgN L <sup>-1</sup>	5,0	133,4 +/- 32,2	29,9 +/- 4,1	78
Óleos e graxas totais	mg L <sup>-1</sup>	1,0	62,1 +/- 5,7	82,3 +/- 13,1	-
pH	-	-	7,5 +/- 0,6	6,9 +/- 0,3	-
Sólidos sedimentáveis	mL L <sup>-1</sup>	0,1	0,6 +/- 0,2	0,5 +/- 0,6	15
Sólidos Suspensos Totais	mg L <sup>-1</sup>	1	97,2 +/- 16,1	68,5 +/- 13,9	30
Turbidez	UNT	0,1	172,5 +/- 60,1	101,5 +/- 0,7	41
<i>Escherchia coli</i>	NMP 100 mL <sup>-1</sup>	1,8	5,4.10 <sup>3</sup> a 3,9.10 <sup>4</sup>	1,2.10 <sup>4</sup> a 3.10 <sup>4</sup>	-
Coliformes termotolerantes	NMP 100 mL <sup>-1</sup>	1,8	1,6.10 <sup>6</sup>	1,1.10 <sup>5</sup>	-
Salinidade	-	-	1,2	0,3	75
Condutividade	dS m <sup>-1</sup>	-	2,4	0,7	70
Oxigênio dissolvido	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	-	0,5 +/- 0,2	0,6 +/- 0,1	-

\*Limite de detecção do método.

Com base nos estudos, levantamentos e estimativas apresentadas pelo PMSB de SVP, pela ABNT NBR 13969:1997 (Tabela 19), por Bertolino *et al.* (2008), Costa *et al.* (2018), Düpont *et al.* (2012) e Beal, *et al.* (2003), elaborou-se Tabela 22 com características de efluentes universitários e domésticos.

Tabela 22 – Caracterização efluente doméstico conforme literatura

Parâmetro	Unidade	PMSB SVP	NBR 13969	Bertolino (2008)	Costa (2018)	Düpont (2012)	Beal (2003)
DBO <sub>5,20</sub>	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	422	409	300	433	-	212
DQO	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	-	-	670	760	-	380
Coliformes termotolerantes	NMP 100 mL <sup>-1</sup>	1.10 <sup>7</sup>	-	-	-	6,4 .10 <sup>5</sup>	5.10 <sup>6</sup>
Sólidos suspensos	mg L <sup>-1</sup>	469	-	300	-	-	104
Nitrogênio amoniacal	mg L <sup>-1</sup>	45	-	56	45	51	-
Fósforo total	mg L <sup>-1</sup>	7	-	6	19,9	2,7	-

Analisando as Tabela 21 e Tabela 22 tem-se que, de maneira geral, os resultados obtidos para DBO<sub>5,20</sub>, DQO e sólidos suspensos foram inferiores aos preconizados pela literatura, podendo estar relacionado ao fato de que o efluente foi amostrado diretamente da fossa, que serve de tratamento preliminar desses poluentes. Apresentando características próximas às obtidas por Beal, *et al.* (2003) na alimentação de lagoas de tratamento do efluente sanitário da Universidade de Caxias do Sul. Já, para coliformes termotolerantes, as concentrações encontradas estão entre os valores citados pelas referências. Porém, a versão 2 da Diretriz Técnica FEPAM 05/2017, permite substituir esta análise por *E. coli*, considerando que este seja equivalente a 80 % dos coliformes termotolerantes. Desta forma, as concentrações obtidas para *E. coli* no efluente estudado, são aproximadamente 1 log inferior às referenciadas.

Para nitrogênio amoniacal, as concentrações encontradas são superiores às de referência, sendo mais próximas àquelas obtidas no filtro anaeróbio. Das concentrações de fósforo total previstas na Tabela 22, a encontrada por Costa (2018) é similar às obtidas no efluente estudado e as das demais referências são similares às concentrações do efluente presente no filtro anaeróbio. Como as concentrações

destes nutrientes encontradas no filtro anaeróbio são similares às preconizadas pela literatura para o efluente bruto, confirma-se que a redução encontrada é proveniente de contribuição pontual e não pela ação do sistema de tanque séptico e filtro anaeróbio.

#### **4.5 Possíveis Destinações do Efluente Tratado**

Nos subitens a seguir encontram-se apresentados os resultados do estudo dos possíveis pontos de lançamento e formas de reuso para o efluente tratado.

##### **4.5.1 Pontos para Lançamento em Águas Superficiais**

Conforme LO 001/2020 – DCUA, o CSVP está localizado na Rua Glicério P. de Carvalho, 303, bairro Coxilha, Santa Vitória do Palmar/RS, nas coordenadas geográficas (wgs 84/sirgas 2000): Lat. 33.534389°; Long.: - 53.382949°. O mapa de drenagem pluvial de SVP, presente em seu PMSB elaborado em 2014, está apresentado na Figura 18 e nele é possível observar que a principal receptora das águas do município é a Lagoa Mirim. Com base nesse mesmo documento, tem-se também que a maioria das drenagens mais afastados do centro da cidade se dão na forma de canais abertos, popularmente chamados também de sangas.

Na Figura 19 tem-se o mapa plotado com o uso do software Google Earth contemplando:

- delimitação do CSVP;
- linhas de drenagem pluvial do município mais próximas à FURG (ponto localizado a aproximadamente 600 m), com percurso total de 9,85 km até a Lagoa Mirim;
- pontos em que foram realizados registros fotográficos da Figura 20; e,
- linhas do canal d'água próximo ao *campus* e que não é contemplada no plano de drenagem municipal de 2014, com percurso aproximado de 8,51 km até a Lagoa Mirim.

Na Figura 21 tem-se a ampliação do mapa da Figura 19 no entorno do CSVP, apresentando o percurso do canal d'água que atravessa o *campus* e os pontos em que foram realizados os registros fotográficos das Figura 22 e Figura 23.

Com base nos mapas e imagens apresentadas nas figuras citadas nos dois parágrafos anteriores, tem-se que:

- há conexão entre as linhas de drenagem pluviais apresentadas no PMSB de SVP e o canal d'água presente próximo ao CSVP;
- os canais abertos de drenagem pluvial apresentados no PMSB, que se direcionam dos bairros à Lagoa Mirim são muito semelhantes àquele que passa próximo à FURG;
- o canal d'água não contemplado no PMSB de SVP se inicia anteriormente ao *campus*, servindo de drenagem pluvial por onde passa, se direciona do ponto 3 (Figura 21), cruza aos fundos do CSVP e segue beirando estradas e divisas de terrenos, sendo tubulado por baixo de cruzamentos até chegar à Lagoa Mirim; e,
- em períodos de seca, o canal aos fundos da FURG não apresenta volume de água.

Com isso, tem-se o lançamento indireto à Lagoa Mirim por meio do canal de drenagem presente aos fundos do *campus* como potencial forma de destinação do efluente do CSVP pós tratamento.

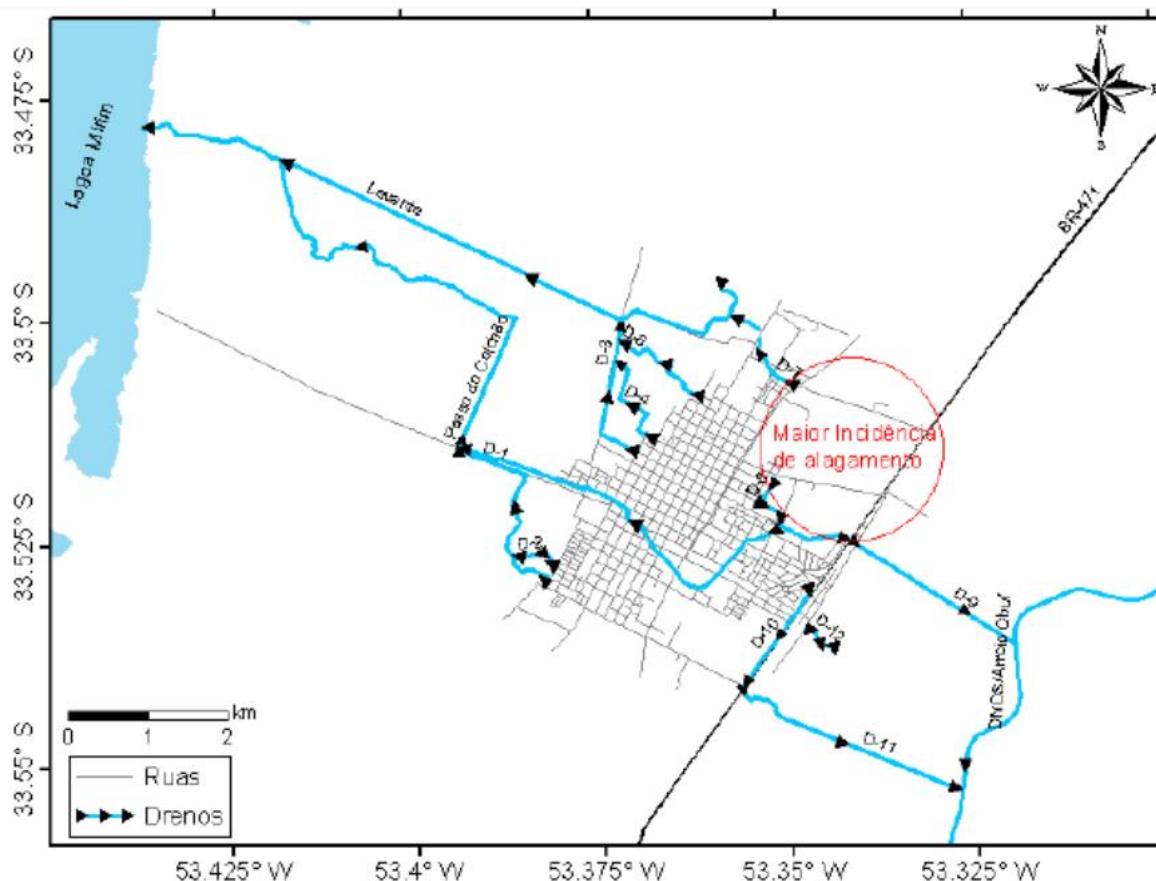


Figura 18 – Principais drenos para escoamento de água pluvial de Santa Vitória do Palmar  
 Fonte: Plano Municipal de Saneamento Básico de Santa Vitória do Palmar (WARTCHOW, 2014)

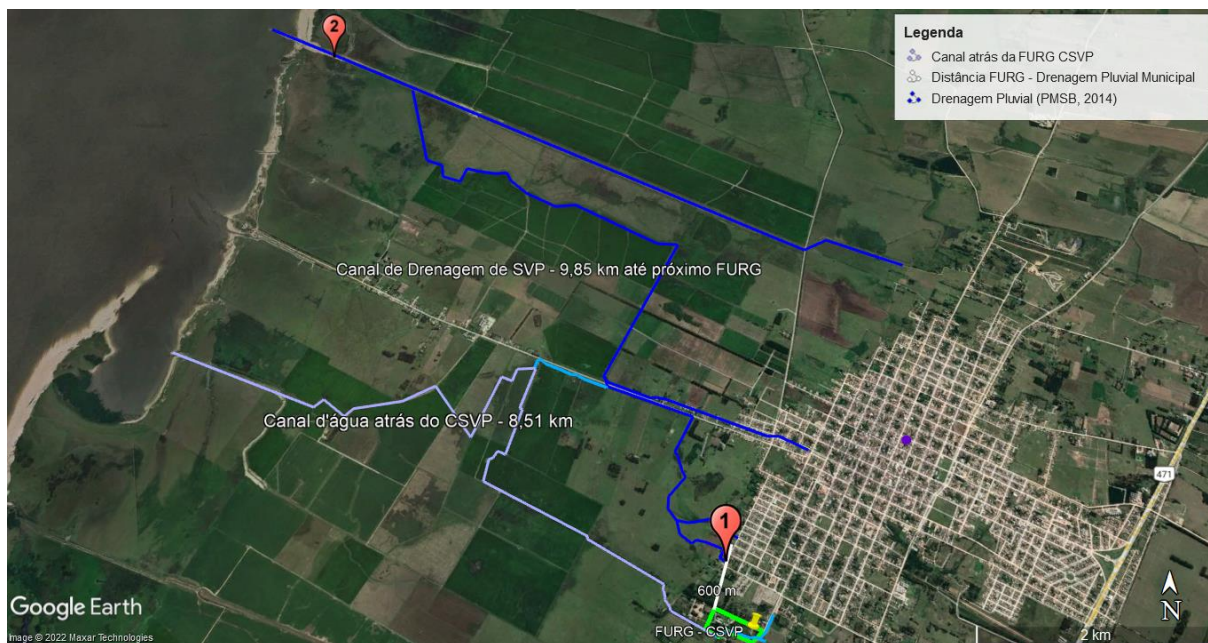


Figura 19 – Demarcação e distâncias da drenagem pluvial de SVP ao *campus* da FURG



Figura 20 – Imagens do canal de drenagem pluvial nos pontos 1 e 2 demarcados na Figura 19

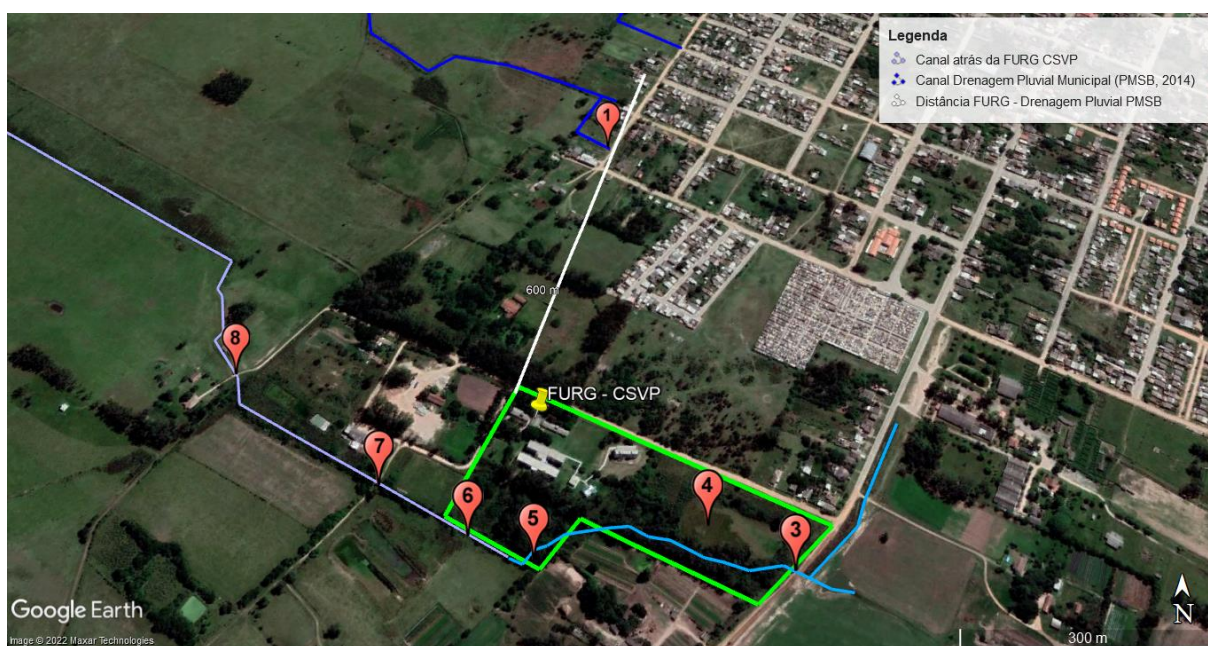


Figura 21 – Mapa ampliado na região do CSVP e do canal d'água próximo ao campus



Figura 22 – Imagens do canal d'água próximo ao CSVP nos pontos 3 a 5 demarcados na Figura 21



Figura 23 – Imagens do canal d'água próximo ao CSVP nos pontos 6 a 8 demarcados na Figura 21

#### 4.5.2 Formas de Reúso Local

A delimitação aproximada do CSVP está apresentada na Figura 24. O *campus* possui área total de 59.900 m<sup>2</sup> (LO 001/2020 – DCUA) e, como pode ser observado na figura citada, é bem arborizada. Alguns canteiros de arborização e ajardinamento também são observados na Figura 25, bem como as estradas de saibro que compõe as vias internas e externas de acesso à FURG. Dessa forma o efluente tratado, desde que atenda os padrões estabelecidos no subitem 2.3.2 do Referencial Bibliográfico, pode ser armazenado e utilizado na lavagem das calçadas, abatimento de poeira das vias e para irrigação das zonas arborizadas.





Figura 24 – Delimitação aproximada do polígono referente à área do CSVP



Figura 25 – Canteiros e arborização no CSVP

#### 4.6 Seleção do Regime Hídrico e Material Suporte do SAC

O sistema francês, o sistema híbrido, SACFV-FS e SACFS não foram considerados na seleção para este projeto, visto que, com base nos estudos e experiências apresentadas por Dotro *et al.* (2017), Matheus *et al.* (2018), Sezerino *et al.* (2018) e von Sperling *et al.* (2018):

- o sistema francês de SAC tem maior aplicabilidade quando da inexistência de tratamento prévio para remoção de sólidos grosseiros, geralmente realizada pelo tanque séptico (fossa) em esgoto doméstico;
- o sistema híbrido e o SACFV-FS possuem altas taxas de remoção de poluentes, porém têm maior aplicabilidade quanto há maior complexidade do efluente ou necessidade de maiores remoções de nutrientes, visto que alinha processos que se complementam; e,

- o SACFS apresenta baixas taxas de remoção de poluentes e maior requerimento de área quando comparado aos demais.

Ainda com uso da bibliografia referenciada, elaborou-se a Tabela 23 demonstrando que tanto SACFH quanto SACFV atendem à necessidade. Porém, como as edificações do CSVP possuem tanque séptico, algumas ainda possuem também filtro anaeróbio e a principal necessidade de tratamento é na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, será utilizado nesse projeto SACFH por atender às demandas citadas e por possuir operação simplificada. O sistema contará também com esperas de instalação que contemplem complementações futuras para remoção de nutrientes, caso necessário.

Quanto ao meio suporte para SACFH, as granulometrias recomendadas pela literatura encontram-se na Tabela 1, apresentada no Referencial Bibliográfico. A fim de evitar que seja tão espaçado que prejudique a eficiência de remoção de sólidos suspensos ou tão compactado que dificulte o enraizamento e favoreça a colmatação e, sabendo-se que há pré-tratamento de sólidos por tanque séptico, incluindo filtro anaeróbio para algumas edificações, será utilizada brita 1 como material suporte e brita 4 nas zonas de entrada e saída. A seleção da brita em detrimento de outros materiais se dá por ser inerte aos componentes do meio e ser de fácil obtenção na região.

Tabela 23 – Comparativo entre SACFH e SACFV

Sistema	Foco de Remoção	Remoção (%)	Regime Operação
SACFH	Matéria orgânica biodegradável	DBO <sub>5,20</sub> – 85 % SST – 85 % N-NH <sub>3</sub> < 40 % P total < 20 %	Contínuo
SACFV	Matéria orgânica biodegradável e nitrogênio	DBO <sub>5,20</sub> – 85 % SST – 85 % N-NH <sub>3</sub> – 85 % P total < 20 %	Intermitente com alternância entre diferentes leitões

#### 4.7 Seleção de Plantas

Um estudo realizado por Zaimoglu (2006) avaliou o desempenho de policultura de MAE em um SAC para tratamento de efluente gerado em um campus universitário. As MAE utilizadas foram *Juncus acutus*, *Typha latifolia* e *Iris versicolor*, selecionadas

por sua resistência a contaminantes presentes no efluente sanitário e pela ocorrência natural na região de estudo. As plantas encontravam-se em espaçamento de 50 a 60 cm em dois leitos com CL igual a 2 e apresentaram remoção média de 70 % na DQO.

Vymazal (2011) pesquisou as MAE utilizadas pelo mundo para SAC e concluiu que *Phragmites australis* é a mais utilizada. Porém, conforme região, outras plantas locais também são utilizadas por sua adaptabilidade, principalmente em climas tropicais e subtropicais. Nestes locais, uma das mais importantes são as do gênero *Typha* spp, sendo a segunda mais usada no mundo e podem ser encontradas em baías rasas, banhados, água doce ou salobra e valas de irrigação, dentre outros locais. Deste gênero, a *Typha latifolia* e a *Typha angustifolia* são consideradas cosmopolitas, porém, em climas tropicais e subtropicais esta última ocorre com menor frequência e é substituída pela *Typha domingensis*. Ainda no levantamento apresentado por Vymazal (2011), há registros de estudos comparativos de monocultura com policultura, os quais concluíram que *Typha latifolia* superou significativamente *Scirpus cyperinus* no tratamento de efluentes e que quando utilizada em policultura, melhorava ainda mais o sistema, não só pela remoção de poluentes, mas também por dar maior estabilidade ao sistema nas variações sazonais e na prevenção a doenças sem comprometer todo o SAC. *Scirpus (Schoenoplectus) californicus* e *acutus* são utilizados conforme região, estando também presente em climas subtropicais.

Philippi *et al.* (2022) avaliaram quatro SACFH em zonas rurais de Santa Catarina que operam de forma consolidada para tratamento de efluente doméstico, com exceção de um que recebe também efluente de suinocultura. Em todos os SAC são utilizados a MAE *Zizaniopsis bonariensis*, que apresentaram boa adaptação e remoção de DBO e nutrientes dentro do esperado para todos os sistemas. Um destes locais fica situado em uma região muito fria do estado, no município de São Joaquim. Alguns dos SACFH são mais antigos e foi possível perceber que com o passar dos anos a remoção de DBO apresentou melhor performance, com exceção de alguns locais onde houve colmatação. Os autores associam esta colmatação à possível falta de critérios no dimensionamento ou má escolha do meio suporte.

Freitas, *et al.* (2019) estudaram a hidrodinâmica e outros parâmetros de um SACFH situado na UFSC por um período aproximado de dois anos. A MAE utilizada é a *Typha domingensis* e o coeficiente cinético de decaimento da DBO é  $0,33 \text{ d}^{-1}$ ,

semelhante ao sugerido por Dotro, *et al.* (2017) e ao utilizado neste projeto (item 4.8.2).

Estudo realizado avaliando oxigenação do meio por meio das raízes foi realizado por Wießner, *et al.* (2002). Os resultados apresentaram, em média, 1,1 mgO<sub>2</sub> h<sup>-1</sup> para *Typha latifolia* e, aproximadamente a metade para *Juncus effusus*, sendo que a *Typha* apresentou também melhor resposta ao ser aumentada a incidência da luz. Porém, para ambas as plantas os autores consideram as quantidades de oxigênio liberados no meio com relevância biotecnológica para os processos oxidativos que ocorrem nas áreas úmidas, auxiliando não só no tratamento, mas também na proteção dos tecidos radiculares novos e sensíveis.

Rosa, *et al.* (2017) avaliaram o padrão de distribuição das MAE *Zizaniopsis bonariensis*, *S. giganteus* e *S. californicus* no banhando no Taim, situado no estado do Rio Grande do Sul, próximo ao CSVP. Foi evidenciado que, dentre essas três, *Z. bonariensis*, ocupa a maior parte do Taim, *S. giganteus* ocorre mais no centro-oeste e *S. californicus* ocorre mais no centro leste. Após o período de sete meses de cheia, os autores evidenciaram redução maior para *Zizaniopsis bonariensis* e *S. californicus*, porém *S. giganteus* encontravam-se em região mais elevada e, após redução no nível hídrico, as MAE *Zizaniopsis bonariensis* e *S. californicus* aumentaram em, aproximadamente 30 % em relação a condições hidrológica normal (nível d'água: 2 a 3 m), enquanto que para, *S. giganteus* esse incremento foi de 7 %. Este fato apresenta maior recuperação para as MAE *Zizaniopsis bonariensis* e *S. californicus*.

Alguns estudos e levantamentos sobre uso de plantas ornamentais em SAC foram realizados por Sandoval, *et al.* (2019), avaliando 21 países. No Brasil, foram evidenciadas pelos autores: *Iris* spp, *Zantedeschia* spp, *Canna* spp, *Heliconia* spp e *Alpinia purpurata*. Para as três últimas, os SAC apresentaram 50 a 90 % na remoção de DBO, indicando seu potencial uso na composição de SAC. Algumas dessas plantas também são trazidas por Vymazal (2011) como MAE ornamentais mais utilizadas no Brasil: *Canna* spp, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus giganteus* e *Cyperus isocladius*. Zamora-Castro *et al.* (2019) também realizaram experimentos com plantas ornamentais em SAC e apresentaram para *Canna indica* crescimento de 1,20 m em um ano e remoção de 70 a 80 % na DQO. Também recomendam a policultura como prevenção a doenças e à estresse ambiental do sistema.

Desta forma, a fim de obter melhor performance e estabilidade do sistema, pela grande aplicabilidade em SAC obtidas na literatura, adaptação às condições

climáticas locais e às concentrações de contaminantes, oxigenação do meio e ocorrência na região, será considerado para este projeto uma policultura de três MAE com espaçamento de aproximadamente 50 cm entre os exemplares, utilizando: *Typha* spp (preferencialmente *T. latifolia* ou *domingensis*), *Scirpus californicus* (podendo ser substituído por *Juncus effusus*) e *Zizaniopsis bonariensis*. Como complementação ao tratamento e para fins de melhorar o aspecto visual do SAC, será considerado também um cordão a 50 cm da borda em todo o perímetro do SACFH com MAE ornamentais: *Canna indica* e *Heliconia psittacorum* (caso necessário poderá ser substituído por *Cyperus giganteus*).

#### **4.8 Dimensionamento**

O fluxograma de processos elaborado para o sistema completo de tratamento de efluentes proposto é apresentado na Figura 26, no qual as estruturas já existentes e operantes estão circuladas por linha pontilhada verde e as estruturas que estão em construção ou são futuras estão demarcadas por linha pontilhada vermelha. A CEU está demarcada pelas duas linhas por estar parcialmente ocupada, atualmente. Os parâmetros obtidos anteriormente, que serão utilizados como dados de entrada para o projeto, encontram-se apresentados na Tabela 24. O volume total de efluente a ser tratado obtido pelo balanço hídrico foi de  $267 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$ , porém, visando maior flexibilidade operacional, de manutenção e a possibilidade do CSVP não ocupar de imediato todas as novas instalações do campus, serão dimensionadas duas unidades de SACFH para  $133,50 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$ . Dessa forma, todos os resultados apresentados para o dimensionamento serão para esta vazão e ao final do projeto será reproduzido para duas unidades de tratamento.

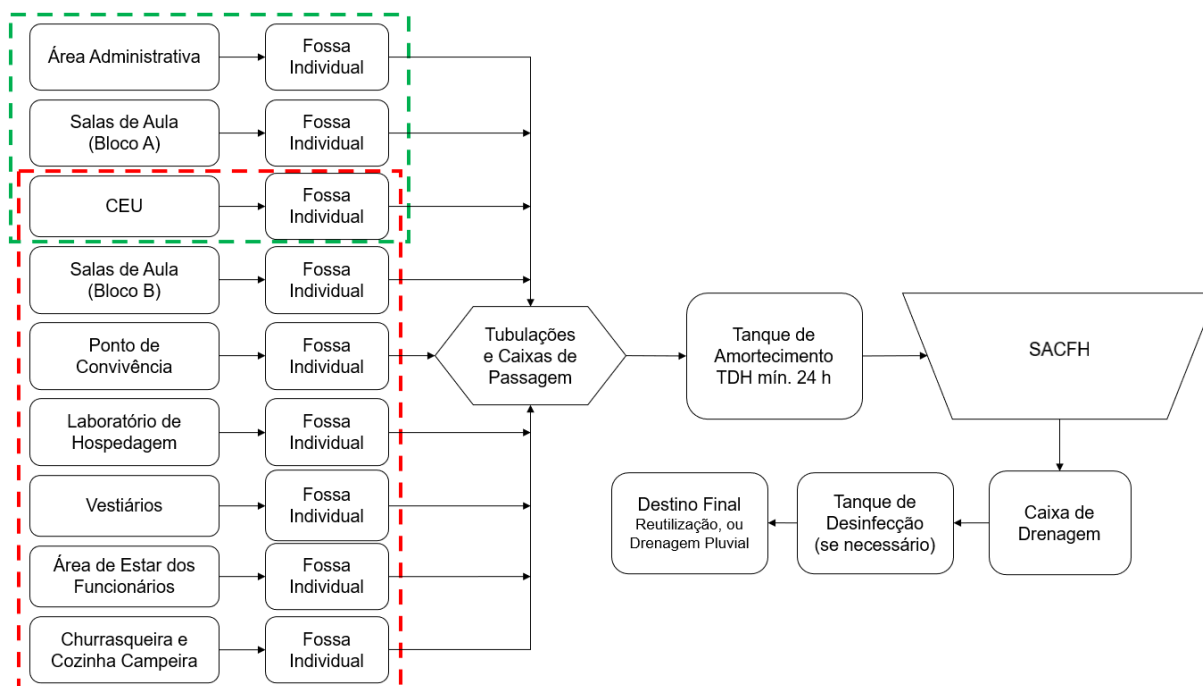


Figura 26 – Fluxograma de processos para o sistema completo de tratamento de efluentes do CSVP proposto. Em pontilhado verde e vermelho estruturas já operantes e em execução, respectivamente

Para disposição final em águas superficiais (direta ou indiretamente), não há necessidade de atender concentração máxima para coliformes termotolerantes para a vazão deste projeto, conforme apresentado anteriormente na Tabela 5. Em caso de reúso para fins urbanos, o efluente tratado deve possuir no máximo 200 e  $10^3$  NMP  $100 \text{ mL}^{-1}$  de coliformes termotolerantes para uso em áreas de acesso irrestrito e restrito, respectivamente, conforme apresentado anteriormente na Tabela 10. Salienta-se que a versão 2 da Diretriz Técnica FEPAM 05/2017, permite substituir esta análise por *E. coli*, considerando que este seja equivalente a 80 % dos coliformes termotolerantes. A verificação do possível atendimento ou não à legislação, para redução de 1, 2 e 3  $\log_{10}$  dos patógenos, é apresentada na Tabela 25, e tem-se que utilizando *E. coli* como parâmetro, SACFH tende a entregar efluente tratado adequado ao reúso, caso seja optado por coliformes termotolerantes, o SACFH deve remover, pelos menos, 2  $\log_{10}$  deste patógeno. Será previsto espaço para que, caso necessário, sirva de local para desinfecção, seja por dosagem de cloro, aumento de pH, radiação UV ou outra forma e ainda para constituir possível espaço de pesquisa em tratamento terciário.

Tabela 24 – Dados de entrada considerados para projeto do SACFH

Parâmetro	Valor ou Faixa	Unidade	Fonte
Vazão efluente	267 (2 de 133,50)	m <sup>3</sup> mês <sup>-1</sup>	Balanco hídrico
DBO <sub>5,20</sub> entrada sistema	400	mg L <sup>-1</sup>	Caracterização do efluente
Eficiência das fossas para DBO	25	%	von Sperling <i>et al.</i> (2018) Dotro <i>et al.</i> (2017)
Eficiência do sistema para DBO	85	%	von Sperling <i>et al.</i> (2018) considera > 85 %
Preenchimento do leito	1	Brita	von Sperling <i>et al.</i> (2018) Dotro <i>et al.</i> (2017)
Preenchimento zonas entrada e saída	4	Brita	von Sperling <i>et al.</i> (2018) Dotro <i>et al.</i> (2017)
Porosidade do leito (volume útil)	30	%	von Sperling <i>et al.</i> (2018) Dotro <i>et al.</i> (2017)
Taxa de aplicação orgânica superficial	6 a 15	gDBO m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	von Sperling <i>et al.</i> (2018) Dotro <i>et al.</i> (2017)
Taxa de aplicação hidráulica superficial	0,02 a 0,08	m <sup>3</sup> m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	von Sperling <i>et al.</i> (2018) Dotro <i>et al.</i> (2017)
Taxa máxima de aplicação orgânica transversal	250	gDBO m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	von Sperling <i>et al.</i> (2018) Dotro <i>et al.</i> (2017)
Relação Comprimento/Largura	2:1	-	von Sperling <i>et al.</i> (2018) Dotro <i>et al.</i> (2017)

Tabela 25 – Atendimento à patógenos para reúso do efluente tratado (Res. Consema n° 419/2020)

Parâmetro	Origem efluente	*Remoção (log <sub>10</sub> )		
		1	2	3
Coliformes termotolerantes	Fossa	Não Atende	Não Atende	Atende – Apenas reúso acesso restrito
	Filtro anaeróbio	Não Atende	Atende – Apenas reúso acesso restrito	Atende acesso restrito e irrestrito
<i>E. coli</i>	Fossa	Atende – Apenas reúso acesso restrito	Atende acesso restrito e irrestrito	Atende acesso restrito e irrestrito
	Filtro Anaeróbio	Atende – Apenas reúso acesso restrito	Atende acesso restrito e irrestrito	Atende acesso restrito e irrestrito

\*faixa de remoção sugerida por von Sperling, *et al.* (2018), Dotro, *et al.* (2017) e Maiga, *et al.* (2017).

#### 4.8.1 Dimensões e TDH

A partir dos cálculos realizados com base nos resultados e premissas apresentadas na Tabela 24, tem-se:

- carga orgânica gerada: 53,40 kgDBO mês<sup>-1</sup>;
- concentração orgânica de entrada no SAC: 300 mgDBO L<sup>-1</sup>; e,
- carga orgânica de entrada no SAC: 40,05 kgDBO mês<sup>-1</sup>.

Segundo von Sperling, *et al.* (2018) e Dotro, *et al.* (2017), a taxa de aplicação orgânica superficial selecionada deve ser associada às condições climáticas locais, podendo ser aplicado maiores cargas orgânicas em regiões mais quentes. A partir do equacionamento apresentado na metodologia, calculou-se os parâmetros de dimensionamento do SACFH para cada taxa e elaborou-se o gráfico apresentado na Figura 27 e a Tabela 26. Quanto à taxa de aplicação hidráulica superficial calculada, obteve-se valores de 0,02 a 0,05 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, estando dentro da faixa estabelecida na Tabela 24.

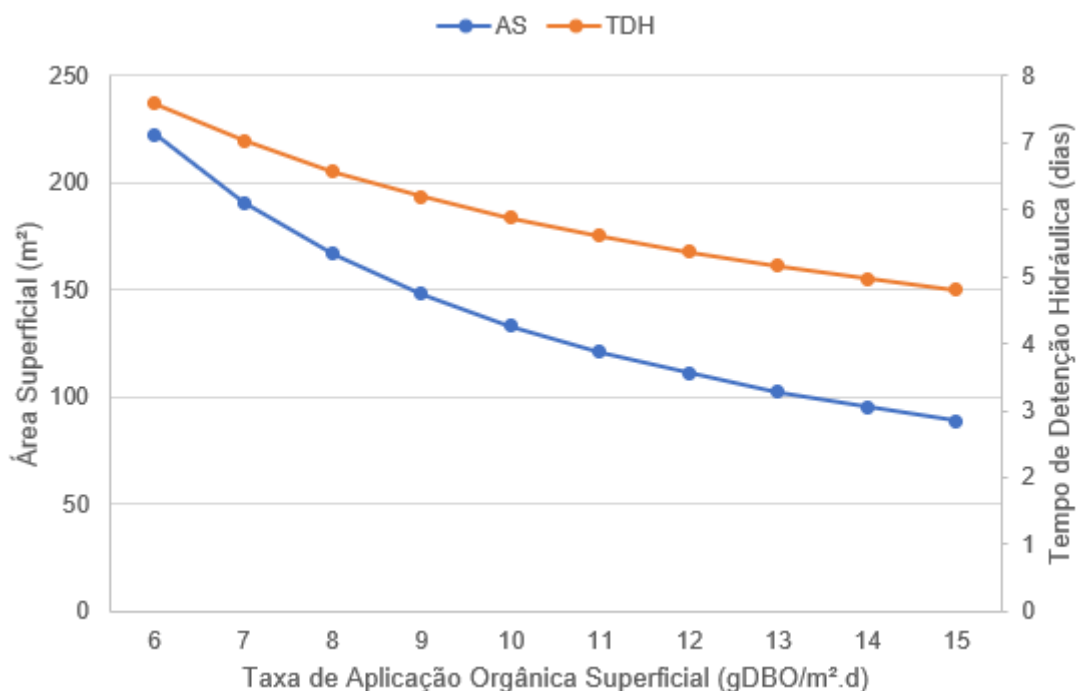


Figura 27 – Relação entre Taxa de aplicação orgânica superficial, TDH e Área Superficial do SACFH



Tabela 26 – Dimensionamento SACFH vs taxa de aplicação orgânica superficial

Taxa Aplicação Orgânica Superficial (gDBO.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	Área Superficial (m <sup>2</sup> )	TDH (dias)	Largura (m)	Comprimento (m)	Profundidade (m)
6	222,50	7,59	10,55	21,10	0,51
7	190,71	7,03	9,77	19,53	0,55
8	166,88	6,58	9,13	18,27	0,59
9	148,33	6,20	8,61	17,22	0,62
10	133,50	5,88	8,17	16,34	0,65
11	121,36	5,61	7,79	15,58	0,69
12	111,25	5,37	7,46	14,92	0,72
13	102,69	5,16	7,17	14,33	0,75
14	95,36	4,97	6,91	13,81	0,77
15	89,00	4,80	6,67	13,34	0,80

As profundidades úteis apresentadas na Tabela 26 encontram-se na faixa recomendada por von Sperling, *et al.* (2018) (0,40 a 0,80 m). De forma a evitar operação do sistema em profundidades que limitem o enraizamento das plantas ou que seja muito superior a este, considerou-se no projeto os parâmetros para profundidade útil entre 0,60 e 0,70 m, aproximadamente.

#### 4.8.2 Modelos Hidráulicos de Reatores e Cinética de Reação

Com remoção de 85 % da matéria orgânica, conforme consideração descrita na metodologia, o efluente final possuirá 60 mgDBO L<sup>-1</sup>. A partir desta concentração foram realizadas as simulações de coeficiente cinético para os diferentes modelos mencionados, os resultados encontram-se apresentados na Figura 28 relacionando-os com TDH, taxa de aplicação orgânica superficial e as faixas de coeficientes cinéticos recomendadas pela literatura (faixas pontilhadas). Para o modelo de fluxo disperso, o coeficiente de dispersão calculado (d) foi de 0,5, indicando que o SACFH proposto encontra-se de maneira intermediária aos modelos ideais, porém está mais próximo do PFR ( $d \leq 0,2$ ) do que do CSTR ( $d \geq 3$ ).

Os coeficientes cinéticos apresentados no gráfico da Figura 28 são aqueles que deveriam ser considerados para cada modelo, nas diferentes situações de aplicação, para o dimensionamento realizado anteriormente. Assim, para a aplicação de maior carga orgânica por m<sup>2</sup>, maior deveria ser o coeficiente cinético para garantir o tratamento. Dotro *et al.* (2017) sugerem, conforme base de dados, coeficiente cinético de área, que quando convertido para volumétrico varia conforme profundidade útil do leito (linha pontilhada preta da Figura 28). Isso demonstra que quanto maior a

profundidade, maior deveria ser o coeficiente cinético para o dimensionamento proposto, reforçando que se espera maior remoção de matéria orgânica no SACFH quando comparado a lagoas facultativas, visto que estas são mais profundas.

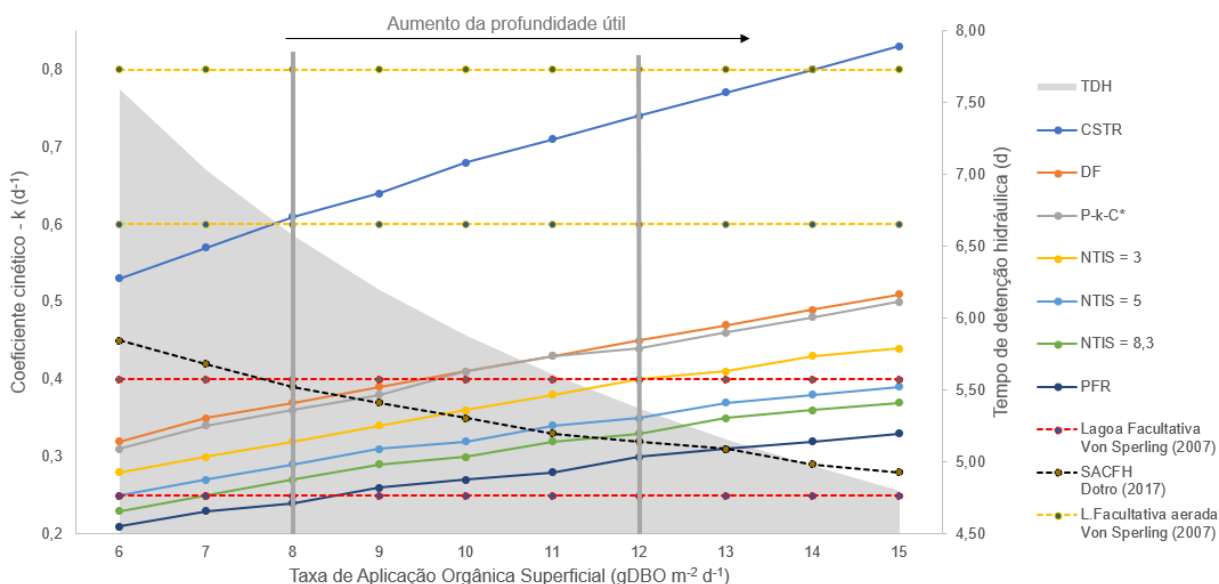


Figura 28 – Relação dos coeficientes cinéticos calculados e recomendados (faixas pontilhadas), taxa de aplicação orgânica superficial e TDH

Com base nas informações apresentadas no gráfico da Figura 28, tem-se que para ser considerado como CSTR, o coeficiente cinético deveria ser semelhante à lagoa facultativa aerada, estando próximo à tanques de mistura aerados ( $1,0$  a  $1,5$   $d^{-1}$ , segundo von Sperling 1996 b) para maiores taxas de aplicação. Já, para o modelo PFR, o coeficiente cinético deveria estar próximo ao limite inferior sugerido para as lagoas facultativas, apesar de mais próximo ao recomendado por Dotro, *et al.* (2017) do que o CSTR, os valores considerados são baixos ( $0,2$  a  $0,3$ ), possivelmente por absorverem variáveis de um reator não ideal em um modelo idealizado, assim como o CSTR. Também observa-se que para os modelos intermediários (TIS, P-k-C\* e fluxo disperso), que são mais sugeridos para SACFH, os coeficientes cinéticos se aproximam do recomendado por Dotro, *et al.* (2017) quando a taxa de aplicação orgânica superficial se aproxima de  $10$   $gDBO\ m^{-2}\ d^{-1}$ , estando inclusive próximo ao limite superior delimitado para lagoas facultativas. Conclusões similares foram obtidas em estudos realizados por Silva Júnior (2018), que obteve para SACFH  $d = 0,63$  e  $NTIS = 4,53$  e indica que o modelo hidrodinâmico de fluxo disperso foi o mais adequado para representar SACFH. Para taxa de aplicação orgânica superficial similar, Chagas, *et al.* (2011) obtiveram coeficientes cinéticos entre  $0,45$  e  $0,69$   $d^{-1}$

para sistema com relação CL 5:1. Estudos e determinações experimentais realizados por Freitas, *et al.* (2019) apresentaram para SACFH com relação CL de 1,77, operando com esgoto da rede coletora: TDH médio de 6 dias, coeficiente cinético de  $0,33 \text{ d}^{-1}$ , NTIS de 7 a 11 e grande similaridade com modelo hidráulico PFR com residual (PFR-C\*). Em seu embasamento citaram também autores que obtiveram coeficiente cinético de  $0,38 \text{ d}^{-1}$  para mesmo modelo hidráulico.

A partir da análise dos resultados obtidos, tem-se que o dimensionamento realizado anteriormente, baseando-se nas premissas de von Sperling, *et al.* (2018), considera coeficientes cinéticos coerentes com os modelos hidráulicos intermediários para o estudo de caso em questão. Com isso, será considerado para o projeto, dois SACFH paralelos, com largura, comprimento e profundidade de  $8,50 \times 17,00 \times 0,65 \text{ m}$ , respectivamente, resultando em TDH de 6 dias, área superficial de  $144,50 \text{ m}^2$  para cada SAC, taxa de aplicação orgânica superficial de  $9,24 \text{ gDBO m}^2 \text{ d}^{-1}$  e taxa de aplicação orgânica transversal de  $242 \text{ gDBO m}^2 \text{ d}^{-1}$ .

#### 4.8.3 Detalhamento do Projeto

Com base em medidas aproximadas de elevação do solo em relação ao nível do mar, estima-se que o campus apresente certa declividade em direção à área de proposição do SACFH (Figura 29), fato que favoreceria o escoamento dos efluentes.



Figura 29 – Elevação do solo em relação ao nível do mar nas edificações do CSVP

Os detalhamentos de projeto para tratamento dos efluentes sanitários do CSVP utilizando SACFH, encontram-se nas pranchas do APÊNDICE II, as quais apresentam:

- a. vistas, cortes e composição do sistema;
- b. caixas de inspeção, instrumentos de medição de vazão e válvulas;
- c. tanque de amortecimento com TDH de um dia;
- d. sistema de recirculação para momentos de baixa geração de efluente;
- e. dispositivos para contenção de água da chuva que escorre pelo terreno;
- f. taludes em todas as laterais do SACFH para evitar erosão (pode ser substituído por parede de alvenaria);
- g. principais medidas; e,
- h. configuração das MAE nos dois SACFH.

Caso a instituição opte por implementar o referente projeto, com vistas à implementação, manutenção e operação do sistema deve-se:

- a. aprovar projeto e forma de destinação previamente junto aos órgãos competentes;
- b. solicitar autorização para manejo das MAE junto aos órgãos competentes;
- c. manter declividade de 1 % no fundo dos SACFH (apenas no fundo);
- d. impermeabilizar os SACFH;
- e. medir vazão de reúso e avaliar necessidade de desinfecção do efluente;
- f. realizar análise topográfica do local;
- g. inserir uma motobomba entre o tanque de amortecimento e a primeira caixa de passagem, se necessário controlar vazão;
- h. limpar as fossas e o tanque de amortecimento uma vez por ano;
- i. manter controle sobre plantas invasoras nos SACFH;
- j. caracterizar líquido do canal de drenagem antes do primeiro lançamento;
- k. realizar a poda das MAE; e,
- l. determinar volume útil real dos SACFH com água, previamente à operação do sistema, e quantidade de líquido que permanece no fundo ao se esvaziar os SACFH.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Tomando por base a proposta tecnológica de desenvolver um projeto de unidade para tratamento do efluente sanitário do CSVP, da FURG, utilizando SAC, o atingimento desse objetivo se fez demonstrando que:

- a. a comunidade universitária do CSVP em 2019 era composta por 563 pessoas, consumindo em média  $130 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$  de água tratada, equivalente a geração de efluente *per capita* de aproximadamente  $10,5 \text{ L p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , considerando 22 dias úteis por mês. Após lotação máxima das obras de expansão, a comunidade universitária pode aumentar para 868 pessoas, com potencial geração de efluente sanitário mensal e *per capita* de até  $267 \text{ m}^3$  e  $14,1 \text{ L p}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , respectivamente. Efluente similar ao esgoto doméstico, com  $253 \pm 44 \text{ gDBO}_{5,20} \text{ L}^{-1}$ ,  $497 \pm 33 \text{ gDQO L}^{-1}$  e  $97 \pm 16 \text{ gSST L}^{-1}$  no tanque séptico e  $119 \pm 28 \text{ gDBO}_{5,20} \text{ L}^{-1}$ ,  $281 \pm 21 \text{ gDQO L}^{-1}$ ,  $68 \pm 14 \text{ gSST L}^{-1}$ ,  $30 \pm 4 \text{ mgN-NH}_4 \text{ L}^{-1}$  e  $6,4 \pm 1 \text{ mgP L}^{-1}$  no filtro anaeróbio;
- b. a disposição do efluente final do CSVP por infiltração no solo se mostrou inviável pela baixa capacidade de infiltração no solo local, que possui taxa máxima de aplicação na ordem de  $10^{-3} \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . O efluente sanitário, após tratamento, poderá ser reutilizado para fins urbanos (irrigação, lavagem de vias, entre outros) ou lançado indiretamente em águas superficiais por meio de vala de drenagem pluvial localizada aos fundos do CSVP que desagua na Lagoa Mirim e é similar às valas contempladas pelo plano de drenagem municipal de 2014;
- c. para tratamento do efluente sanitário do CSVP e posterior lançamento indireto em águas superficiais ou reúso, recomenda-se a implementação de dois SACFH em paralelo com largura, comprimento e profundidade útil de  $8,50 \times 17,00 \times 0,65 \text{ m}$ , respectivamente. Sendo os SACFH compostos por brita 1 como suporte, brita 4 nas zonas de entrada e saída, policultura de três MAE principais: *Typha* spp (preferencialmente *T. latifolia* ou *domingensis*), *Schoenoplectus californicus* (podendo ser substituído por *Juncus effusus*) e *Zizaniopsis bonariensis*, e duas MAE ornamentais: *Canna indica* e *Heliconia psittacorum* (podendo ser substituído por *Cyperus giganteus*). Para cada SACFH estima-se alimentação e saída de  $300 \text{ mgDBO}_{5,20} \text{ L}^{-1}$  ( $40 \text{ kgDBO}_{5,20} \text{ mês}^{-1}$ ) e  $60 \text{ mgDBO}_{5,20} \text{ L}^{-1}$  (eficiência > 85 %),

respectivamente, relação CL de 2 e vazão de  $133,5 \text{ m}^3 \text{ mês}^{-1}$ , resultando em TDH de 6 dias, área superficial de  $144,5 \text{ m}^2$ , taxa de aplicação orgânica superficial de  $9,24 \text{ gDBO}_{5,20} \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$  e taxa de aplicação orgânica transversal de  $242 \text{ gDBO}_{5,20} \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ . As simulações dos modelos hidráulicos considerando sistemas não ideais (P-k-C\*, NTIS e fluxo disperso), apresentaram coeficientes cinéticos (k) estimados entre 0,3 e  $0,4 \text{ d}^{-1}$ , mais próximos aos sugeridos pela literatura frente às simulações com os modelos ideais (PFR =  $0,25 \text{ d}^{-1}$  e CSTR =  $0,68 \text{ d}^{-1}$ ).

Por fim, recomenda-se o projeto do Sistema Alagado Construído de Fluxo Subsuperficial Horizontal, Solução Baseada na Natureza (SBN), como de alto potencial para tratamento do efluente sanitário do *campus* Santa Vitória do Palmar, da Universidade Federal do Rio Grande. A execução desse projeto e o manejo técnico desse sistema pode se constituir em espaço de aprendizado para os diversos cursos da FURG, para escolas e comunidade de SVP.

## 6 REFERÊNCIAS

A FURG, história. **Universidade Federal do Rio Grande**, 2019. Disponível em: <<https://www.furg.br/a-furg/historia>>. Acesso em: 08 out. 2019.

ALMUKTAR, S. A. A. N.; ABED, S. N.; SCHOLZ, M. Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, 25, 23595–23623 (2018). <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2629-3>.

APHA. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. 22ª edição. Washington – EUA. 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro. 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de afluente líquidos e corpos receptores – Procedimento**. Rio de Janeiro. 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro. 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA E AMBIENTAL. **Ensaio de Permeabilidade em Solos: orientações para sua execução em campo**. 4ª edição. São Paulo: ABGE, 2013. p. 75.

BEAL, L. L., PANAROTTO, C. T., FINKLER, R. Performance de um sistema de lagoas em clima subtropical. **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Joinville, Santa Catarina. 2003.

BERTOLINO, S. M.; CARVALHO, C. F.; AQUINO, S. F. Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em *campus* universitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, vol 13. jul/set 2008. p. 271-277.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)**. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as 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.

CAMPUS Santa Vitória do Palmar. **Universidade Federal do Rio Grande**, 2019. Disponível em: <<https://www.furg.br/campus-santa-vitoria-palmar>>. Acesso em: 08, out. 2019.

CHAGAS, R. C., MATOS, A. T., CECON, P. R., MONACO, P. A. V., FRANÇA, L. G. F., Organic matter removal kinetics in constructed wetlands cultivated with yellow lily.

**Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 2011. <<https://doi.org/10.1590/S1415-43662011001100012>>.

COSTA, M. T. M., MARQUES, M. V. A., MATOS, A. T., SILVÉRIO, T. H. R., PENIDO, D. L. A. Chemical and physicochemical changes with successive applications of raw domestic sewage as a final disposal alternative of forage cultivation. **Periódico Tchê Química**, vol 15. 2018. p. 148-155.

DOTRO, G., LANGERGRABER, G., MOLLE, P., NIVALA, J., PUIGAGUT, J., STEIN, O., SPERLING, M. **Biological Wastewater Treatment Series: Treatment Wetlands**. Vol. 7. Londres, UK: IWA, 2017.

DÜPONT, A.; LOBO, E. A. Evaluation of the efficiency of the sewage treatment plant from the University of Santa Cruz do Sul (UNISC), RS, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 2012. <<http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000031>>.

FREITAS, M. N., PELISSARI, C., ROUSSO, B. Z., FECHINIE, V. Y, SANTOS, M. O., SEZERINO, P. H. Avaliação hidrodinâmica de um wetland construído de fluxo horizontal. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, 2019. <<http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2019.12.2.62579>>.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER – FEPAM. Portaria n° 68, de 08 de julho de 2019. **Dispõe sobre os critérios para disposição final de efluentes líquidos sanitários e efluentes líquidos industriais em solo no Estado do Rio Grande do Sul**. Disponível em <<http://www.fepam.rs.gov.br/LEGISLACAO/ARQ/PORTARIA068-2019.PDF>>. Acesso em 13, dez. 2020.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER – FEPAM. Diretriz técnica n° 05/2017 versão 2, de 25 de setembro de 2019. **Diretriz técnica referente ao descarte e ao reúso de efluentes líquidos no âmbito do estado do Rio Grande do Sul**. Disponível em <<http://www.fepam.rs.gov.br/CENTRAL/DIRETRIZES/DT-005-2017.PDF>>. Acesso em 13, dez. 2020.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER – FEPAM. Portaria n° 66, de 19 de dezembro de 2017. **Dispõe sobre o estabelecimento da frequência de monitoramento de toxicidade para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no território do Estado do Rio Grande do Sul, e dá outras providências**. Disponível em <<http://www.fepam.rs.gov.br/LEGISLACAO/ARQ/PORTARIA066-2017.PDF>>. Acesso em 13, dez. 2020.

GOVERNO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL. Resolução n° 355, de 13 de julho de 2017. **Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA)**. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <<https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201707/19110149-355->



2017-criterios-e-padroes-de-emissao-de-efluentes-liquidos.pdf>. Acesso em 13, dez. 2020.

GOVERNO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL. Resolução nº 419, de 13 de fevereiro de 2020. **Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA)**. Estabelece critérios e procedimentos para a utilização de água de reúso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais no Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <<https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201707/19110149-355-2017-criterios-e-padroes-de-emissao-de-efluentes-liquidos.pdf>>. Acesso em 13, dez. 2020.

JORDÃO, E. P., PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgoto Doméstico**. 8 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2017

KADLEC, R. H., WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**, 2ª ed, Boca Raton, Florida: CRC Press., 2009.

MAIGA, Y., VON SPERLING, M. AND MIHELICIC, J.R. Constructed wetlands. In: J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros (eds), **Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management** (Global Water Pathogen Project). (J.R. Mihelcic and M.E. Verbyla (eds), Part 4: Management of Risk from Excreta and Wastewater - Section: Sanitation System Technologies, Pathogen Reduction in Sewered System Technologies), Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO, 2017. <<https://doi.org/10.14321/waterpathogens.66>>

MATHEUS, D. R., SUBTIL, E. L., COELHO, L. H. G., OLIVEIRA, L. H. S., MORETTO, M. R. D., JESUS, T. A., PAGANINI, W. S., BALDOVI, A. A., SANCHEZ, A. A., STOPA, J. M.L **Manual de sistemas de Wetlands construídas para o tratamento de esgotos sanitário: implantação, operação e manutenção**. São Paulo: UFABC, 2018.

PHILIPPI, L. S., SEZERINO, P. H., PANCERI, B., OLIJNYK, D. P., KOSSATZ, B. **Root zone system to treat wastewater in rural areas in south of Brazil**. 2022. Disponível em:<[https://www.researchgate.net/publication/267220050\\_ROOT\\_ZONE\\_SYSTEM\\_TO\\_TREAT\\_WASTEWATER\\_IN\\_RURAL\\_AREAS\\_IN\\_SOUTH\\_OF\\_BRAZIL](https://www.researchgate.net/publication/267220050_ROOT_ZONE_SYSTEM_TO_TREAT_WASTEWATER_IN_RURAL_AREAS_IN_SOUTH_OF_BRAZIL)>. Acesso em 15, mai. 2022.

ROSA, C. N., TASSI, R., PICCILLI, D. G. A., PEREIRA FILHO, W., FAVARETTO, J. R., FONTOURA, J. R. Identificação do padrão de distribuição de macrófitas aquáticas emergentes no banhado do Taim-RS-Brasil, frente a diferentes condições hidrológicas. **Geociências**, v. 36, n. 4, p. 771 – 784. UNESP, São Paulo, 2017.

SANDOVAL L., ZAMORA-CASTRO S. A., VIDAL-ÁLVAREZ M., MARÍN-MUÑIZ J. L. Role of wetland plants and use of ornamental flowering plants in constructed wetlands for wastewater treatment: a review. **Applied Sciences**. 2019; 9(4):685. <<https://doi.org/10.3390/app9040685>>.

SEZERINO, P. H., ROUSSO, B. Z., PELISSARI, C., SANTOS, M. O., FREITAS, M. N., FECHINE, V. Y., LOPES, A. M. B. **Cartilha Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas**

**práticas de operação e manutenção.** Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2018.

SILVA JÚNIOR, E. D. S. **Influência climática em modelos cinético-hidrodinâmicos para dimensionamento de *wetlands* construídas no tratamento de esgoto doméstico.** Tese (doutorado). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Faculdade de Tecnologia. Universidade de Brasília, 2018.

STOTTMEISTER, U.; WIEßNER, A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; KÄSTNER, M.; BEDERSKI, O.; MÜLLER, R. A.; MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, 2003. < doi.org/10.1016/j.biotechadv.2003.08.010 >

VON SPERLING, M. **Biological Wastewater Treatment Series:** Waste Stabilisation Ponds. Vol. 3. Londres, UK: IWA, 2007.

VON SPERLING, M. **Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias:** Lagoas de Estabilização. vol 3. 2ª ed. Belo Horizonte, MG: Universidade Federal de Minas Gerais, 1996 a.

VON SPERLING, M. **Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias:** Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos. vol 2. Belo Horizonte, MG: Universidade Federal de Minas Gerais, 1996 b.

VON SPERLING, M. **Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias:** Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de esgotos. vol 1. 3ª ed. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias:** Lodos Ativados. vol 4. 4ª ed. rev. e ampl. Belo Horizonte, MG: Universidade Federal de Minas Gerais, 2016.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. **Dimensionamento de *wetlands* construídos no Brasil.** Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359- 0548.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water** 2, 530-549, 2010. <https://doi.org/10.3390/w2030530>.

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. **Hydrobiologia**, 674, 133-156, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0738-9>.

WALZBURIECH, L., SCHROEDER, A. K., SEZERINO, P. H. **Cartilha aplicabilidade da ecotecnologia dos *wetlands* construídos no tratamento de esgoto de forma descentralizada nos campi da ufsc.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. – Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2019.

WARTCHOW, D., SILVEIRA, A. P., OLAERTS, L., SGARBI, M., SILVS, R. S., DARONCO, G. C., SANTOS, C. M. B., NICKING, M. A. **Plano Municipal de Saneamento Básico do Município de Santa Vitória do Palmar, RS: Diagnóstico Técnico Participativo**, relatório 1. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Porto Alegre: UFRGS, 2014. Disponível em <<http://www.ufrgs.br/planomsb/municipios/santaVitoriaDoPalmar/relatorios/RELAT%C3%93RIO%201%20-%20DIAGN%C3%93STICO%20PMSB%20SVP%2030%2008%202014.pdf>>. Acesso em 13 out. 2019.

WIEßNER, A., KUSCHK, P., STOTTMEISTER, U. Oxygen release by roots of *Typha latifolia* and *Juncus effusus* in laboratory hydroponic systems. **Acta Biotechnol.** 22 (2002) 1-2, 209-216.

ZAIMOGLU, Z. Treatment of campus wastewater by a pilot-scale constructed *wetland* utilizing *Typha latifolia*, *Juncus acutus* and *Iris versicolor*. **Journal of Environmental Biology.** 27(2) 293-298. Triveni Enterprises, Lucknow: India, 2006.

ZAMORA-CASTRO, S. A., MARÍN-MUÑIZ, J. L., SANDOVAL, L., VIDAL-ÁLVAREZ, M., CARRIÓN-DELGADO, J. M. Effect of ornamental plants, seasonality, and filter media material in fill-and-drain constructed wetlands treating rural community wastewater. **Sustainability** 2019, 11, 2350; <doi:10.3390/su11082350>.

## APÊNDICE I – Telas do memorial de cálculo utilizando o software Mathcad®

### DIMENSIONAMENTO

#### METODOLOGIA: BOLETIM DE EXPERIÊNCIAS WETLANDS BRASIL, ed. 2018

#### Dados de Entrada da Alimentação do Sistema

AMARELO = Dados de entrada pelo usuário  
 VERMELHO = Dados a serem conferidos após os cálculos

Parâmetro	Fonte e Faixas	Conversão de Unidades
$Q_m := 133.50 \frac{m^3}{mês}$	Conta de Água 2019	$m^3 := 1000 L$ $mês := 30 day$ $m^2 := m \cdot m$
$DBO_{es} := 400 \frac{mg}{L}$	NBR 13969 e análises	<b>Legenda</b> Q <sub>m</sub> = vazão mensal es = entrada do sistema Efossas = eficiência de remoção de DBO nas fossas individuais
$E_{fossas} := 25\%$	Boletim Wetlands Brasil - Faixa: 25 a 35 %	
$E_{sistema} := 85\%$	<b>Essa metodologia, considera eficiência total do sistema &gt; 85 % para remoção de DBO</b>	

#### 1. Carga entrada no sistema e de entrada das fossas individuais

$$Carga_{es} := DBO_{es} \cdot Q_m = 53.4 \frac{kg}{mês}$$

#### 2. DBO e Carga de Saída das fossas e entrada no SAC

$$DBO_{esSAC} := DBO_{es} \cdot (100\% - E_{fossas}) = 300 \frac{mg}{L}$$

$$Carga_{esSAC} := Carga_{es} \cdot (100\% - E_{fossas}) = 40.05 \frac{kg}{mês}$$

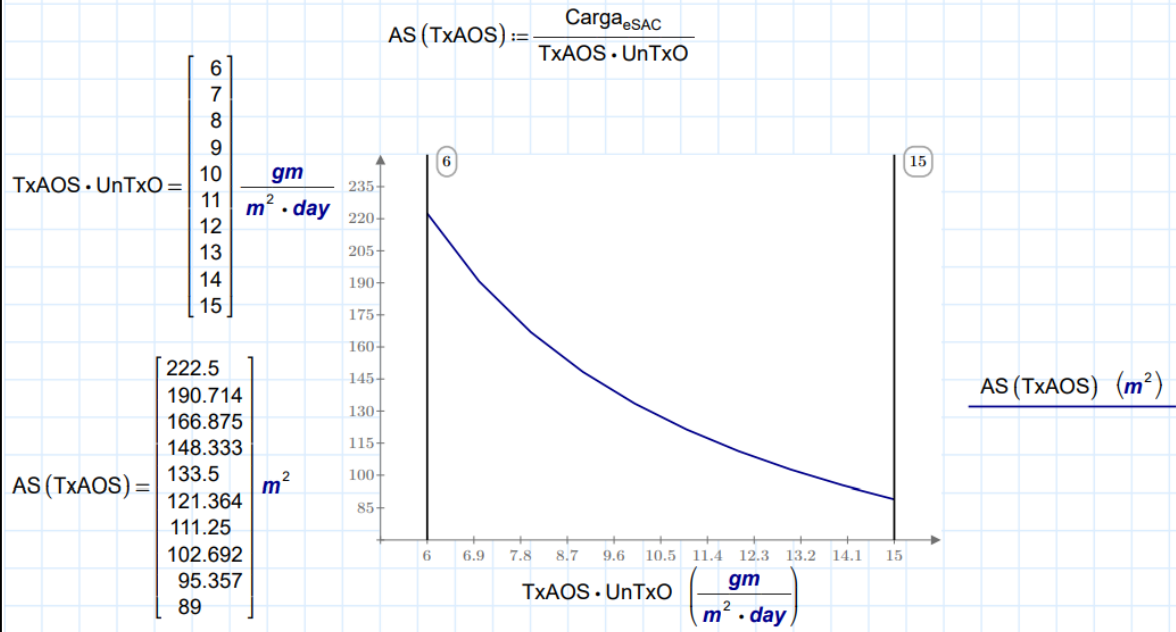
---

#### Dados de Entrada e Parâmetros de Projeto SACFH

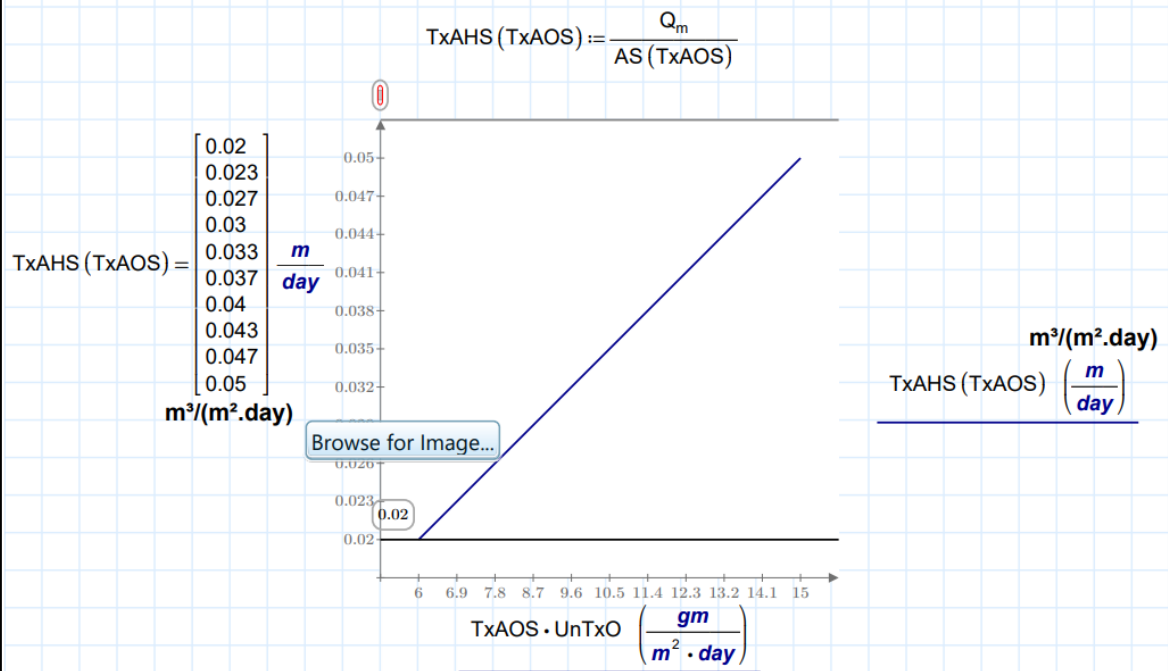
##### Método Taxas de Aplicação

Parâmetro / Descrição	Fonte
Preenchimento entrada e saída	Brita 4
Material suporte	Brita 1
$Vl_{líquido} := 30\%$	Volume útil do SACFH considerando granulometria do leito
$TxAOS := 6 \dots 15$	Taxa de Aplicação Orgânica Superficial: Faixa de 6 a 15 gDBO/(m <sup>2</sup> .d)
$UnTxO := \frac{gm}{m^2 \cdot day}$	Artifício matemático para inserir unidade na TxAOS
<b>TxAHS</b>	Taxa de Aplicação Hidráulica Superficial: Faixa 0,02 a 0,08 m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> .d) - Será calculado conforme resultados a partir da taxa orgânica
$TxAOT := 250 \frac{gm}{m^2 \cdot day}$	Taxa de Aplicação Orgânica Transversal: Máx. de 250 gDBO/(m <sup>2</sup> .d)
$CL := 2$	Relação comprimento/largura no SACFH

### 3. Área Superficial Variando Taxa de Aplicação Orgânica Superficial



### 4. Taxa de aplicação hidráulica superficial para as áreas obtidas



### 5. Áreas transversal mínima para atender Tx máxima de aplicação orgânica transversal

$$AT := \frac{Carga_{eSAC}}{Tx_{AOT}} = 5.34 \text{ m}^2$$

Valor utilizado para cálculo da profundidade

**6. Dimensões do SACFH**

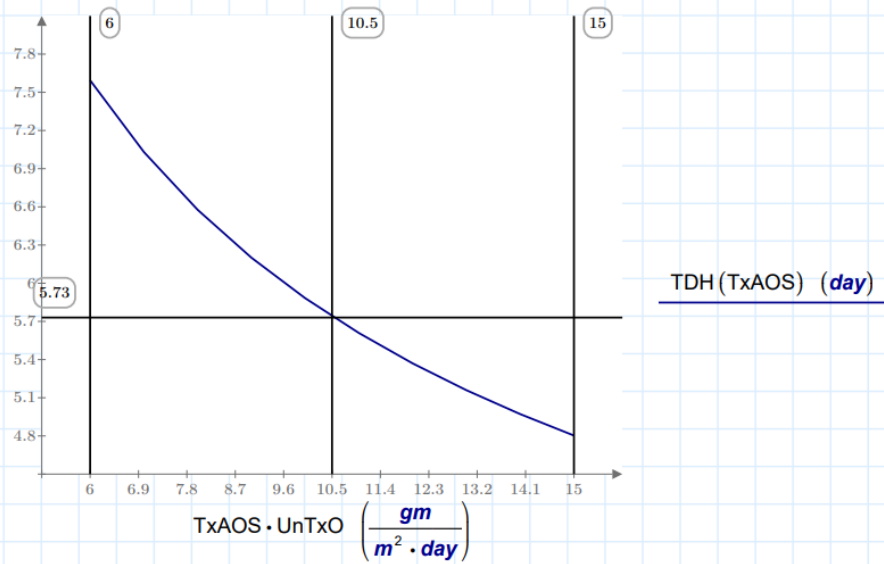
$$\text{larg}(\text{TxAOS}) := \left( \frac{\text{AS}(\text{TxAOS})}{\text{CL}} \right)^{\frac{1}{2}} \quad \text{comp}(\text{TxAOS}) := \text{larg}(\text{TxAOS}) \cdot \text{CL} \quad \text{prof}_{\min}(\text{TxAOS}) := \frac{\text{AT}}{\text{larg}(\text{TxAOS})}$$

$\text{larg}(\text{TxAOS}) =$	$\begin{bmatrix} 10.548 \\ 9.765 \\ 9.134 \\ 8.612 \\ 8.17 \\ 7.79 \\ 7.458 \\ 7.166 \\ 6.905 \\ 6.671 \end{bmatrix} m$	$\text{comp}(\text{TxAOS}) =$	$\begin{bmatrix} 21.095 \\ 19.53 \\ 18.269 \\ 17.224 \\ 16.34 \\ 15.58 \\ 14.916 \\ 14.331 \\ 13.81 \\ 13.342 \end{bmatrix} m$	$\text{AS}(\text{TxAOS}) =$	$\begin{bmatrix} 222.5 \\ 190.714 \\ 166.875 \\ 148.333 \\ 133.5 \\ 121.364 \\ 111.25 \\ 102.692 \\ 95.357 \\ 89 \end{bmatrix} m^2$	$\text{prof}_{\min}(\text{TxAOS}) =$	$\begin{bmatrix} 0.506 \\ 0.547 \\ 0.585 \\ 0.62 \\ 0.654 \\ 0.686 \\ 0.716 \\ 0.745 \\ 0.773 \\ 0.8 \end{bmatrix} m$
-------------------------------	---	-------------------------------	--	-----------------------------	---	--------------------------------------	---

**7. Tempo de Detenção Hidráulica**

$$\text{Vtotal}(\text{TxAOS}) := \text{AS}(\text{TxAOS}) \cdot \text{prof}_{\min}(\text{TxAOS}) \quad \text{Vútil}(\text{TxAOS}) := \text{Vtotal}(\text{TxAOS}) \cdot \text{Vlíquido} \quad \text{TDH}(\text{TxAOS}) := \frac{\text{Vútil}(\text{TxAOS})}{Q_m}$$

$\text{Vtotal}(\text{TxAOS}) =$	$\begin{bmatrix} 112.647 \\ 104.291 \\ 97.556 \\ 91.976 \\ 87.256 \\ 83.196 \\ 79.654 \\ 76.529 \\ 73.745 \\ 71.244 \end{bmatrix} m^3$	$\text{Vútil}(\text{TxAOS}) =$	$\begin{bmatrix} 33.794 \\ 31.287 \\ 29.267 \\ 27.593 \\ 26.177 \\ 24.959 \\ 23.896 \\ 22.959 \\ 22.124 \\ 21.373 \end{bmatrix} m^3$	$\text{TDH}(\text{TxAOS}) =$	$\begin{bmatrix} 7.594 \\ 7.031 \\ 6.577 \\ 6.201 \\ 5.882 \\ 5.609 \\ 5.37 \\ 5.159 \\ 4.972 \\ 4.803 \end{bmatrix} \text{day}$
---------------------------------	--	--------------------------------	--	------------------------------	--



**8. RESULTADOS**

$$Q_m = 133.5 \frac{m^3}{\text{mês}} \quad \text{Efossas} = 0.25 \quad \text{DBO}_{\text{es}} = 400 \frac{mg}{L} \quad \text{DBO}_{\text{esSAC}} = 300 \frac{mg}{L} \quad \text{Vlíquido} = 0.3 \quad \text{CL} = 2$$

TxAOS · UnTxO =	6	$\frac{gm}{m^2 \cdot day}$	AS (TxAOS) =	222.5	$m^2$	TDH (TxAOS) =	7.594	day						
	7			190.714			7.031							
	8			166.875			6.577							
	9			148.333			6.201							
	10			133.5			5.882							
	11			121.364			5.609							
	12			111.25			5.37							
	13			102.692			5.159							
	14			95.357			4.972							
	15			89			4.803							
	larg (TxAOS) =			10.548			m		comp (TxAOS) =	21.095	m	prof <sub>min</sub> (TxAOS) =	0.506	m
				9.765						19.53			0.547	
				9.134						18.269			0.585	
				8.612						17.224			0.62	
				8.17						16.34			0.654	
7.79		15.58	0.686											
7.458		14.916	0.716											
7.166		14.331	0.745											
6.905		13.81	0.773											
6.671		13.342	0.8											

**DIMENSIONAMENTO - Estimativa Constate Cinética K<sub>20</sub> 1ª Ordem  
METOLOGIA: Modelos SAC e Facultativa (Von Sperling Vol 3 e 7)**

**A. CSTR**

Complete mix  
(single cell)



$$S = \frac{S_0}{1 + K \cdot t}$$

S<sub>0</sub> = total influent BOD concentration (mg/L)  
S = soluble effluent BOD concentration (mg/L)  
K = BOD removal coefficient (d<sup>-1</sup>)

t = total detention time in the system (d)  
n = number of ponds in series (-)  
d = dispersion number (dimensionless)

$$DBO_{sSAC} := DBO_{es} \cdot (100\% - \text{Esistema}) = 60 \frac{mg}{L}$$

**1. Rearranjo da equação original**

**2. Cálculo k para cada tx aplicação org. utilizada no dimensionamento anterior**

$$ktq (TxAOS) := \frac{DBO_{eSAC} - 1}{DBO_{sSAC} \cdot TDH (TxAOS)}$$

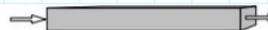
**Legenda**

DBO = Demanda Bioq. de Oxig.  
eSAC = entrada SAC  
sSAC = saída SAC  
ktq = coeficiente cinético para reação de 1ª ordem  
TDH = tempo de detenção Hidráulica

TxAOS · UnTxO =	6	$\frac{gm}{m^2 \cdot day}$	TDH (TxAOS) =	7.594	day	ktq (TxAOS) =	0.527	$\frac{1}{day}$
	7			7.031			0.569	
	8			6.577			0.608	
	9			6.201			0.645	
	10			5.882			0.68	
	11			5.609			0.713	
	12			5.37			0.745	
	13			5.159			0.775	
	14			4.972			0.805	
	15			4.803			0.833	

**B. PFR**

Plug flow



$$S = S_0 e^{-K \cdot t}$$

S<sub>0</sub> = total influent BOD concentration (mg/L)  
S = soluble effluent BOD concentration (mg/L)  
K = BOD removal coefficient (d<sup>-1</sup>)

t = total detention time in the system (d)  
n = number of ponds in series (-)  
d = dispersion number (dimensionless)

**1. Rearranjo da equação original**

**2. Cálculo k para cada tx aplicação org. utilizada no dimensionamento anterior**


$$kpfr (TxAOS) := \frac{-\ln \left( \frac{DBO_{sSAC}}{DBO_{eSAC}} \right)}{TDH (TxAOS)}$$

**Legenda**

DBO = Demanda Bioq. de Oxig.  
eSAC = entrada SAC  
sSAC = saída SAC  
kpfr = coeficiente cinético para reação de 1ª ordem  
TDH = tempo de detenção Hidráulica

6			7.594		0.212
7			7.031		0.229
8			6.577		0.245
9			6.201		0.26
10	$\frac{gm}{m^2 \cdot day}$		5.882		0.274
11		TDH (TxAOS) =	5.609	day	0.287
12			5.37		0.3
13			5.159		0.312
14			4.972		0.324
15			4.803		0.335

**C. Dispersed Flow**

Dispersed flow  
$$S = S_0 \cdot \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}}$$
 
$$a = \sqrt{1 + 4K.t.d}$$

$S_0$  = total influent BOD concentration (mg/L)  
 $S$  = soluble effluent BOD concentration (mg/L)  
 $K$  = BOD removal coefficient ( $d^{-1}$ )  
 $t$  = total detention time in the system (d)  
 $n$  = number of ponds in series (-)  
 $d$  = dispersion number (dimensionless)

**1. Cálculo coef. dispersão**  $d := \frac{1}{CL} = 0.5$  Estimativa para coeficiente de dispersão, por Von Sperling

**2. Cálculo constante "a" para concentrações de entrada e saída definidas inicialmente**

$a := 2.420744$   
 Alterado valor de "a" até equação atingir  $S = DBO$  saída  $S := \frac{DBO_{eSAC} \cdot 4 a \cdot e^{\frac{1}{2d}}}{(1+a)^2 \cdot e^{\frac{a}{2d}} - (1-a)^2 \cdot e^{-\frac{a}{2d}}} = 60.043 \frac{mg}{L}$

**3. Rearranjo da equação para "a"**

**4. Cálculo k para cada tx aplicação org. utilizada no dimensionamento anterior**  $kdf(TxAOS) := \frac{a^2 - 1}{4 \cdot TDH(TxAOS) \cdot d}$

6			7.594		0.32
7			7.031		0.346
8			6.577		0.369
9			6.201		0.392
10	$\frac{gm}{m^2 \cdot day}$		5.882		0.413
11		TDH (TxAOS) =	5.609	day	0.433
12			5.37		0.453
13			5.159		0.471
14			4.972		0.489
15			4.803		0.506

**5. Comparação gráfica**

Segundo dimensionamento do Boletim Wet. Brasil, a eficiência do sistema será > 85 %. Como foi determinado eficiência das fossas em 25 %, a eficiência do SACFH será, pelo menos:

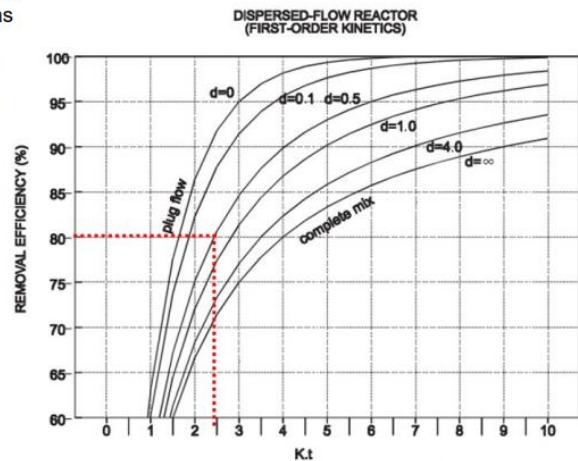
$$E_{sac} := \frac{DBO_{eSAC} - (DBO_{es} \cdot (1 - E_{sistema}))}{DBO_{eSAC}} = 0.8$$

Para 80 % de eficiência,  $k \cdot t = 2.5$ . Logo:

$$kdf(TxAOS) := \frac{2.47}{TDH(TxAOS)}$$

7.594		0.325
7.031		0.351
6.577		0.376
6.201		0.398
5.882	day	0.42
5.609		0.44
5.37		0.46
5.159		0.479
4.972		0.497
4.803		0.514

Gráfico de Von Sperling vol. 3. para Lagoa Facultativa  
**BOD REMOVAL EFFICIENCY**

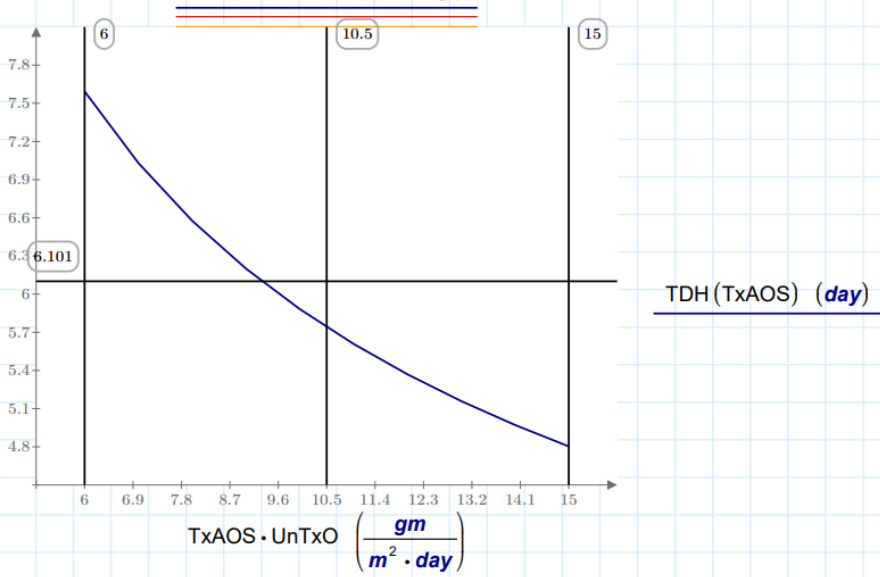
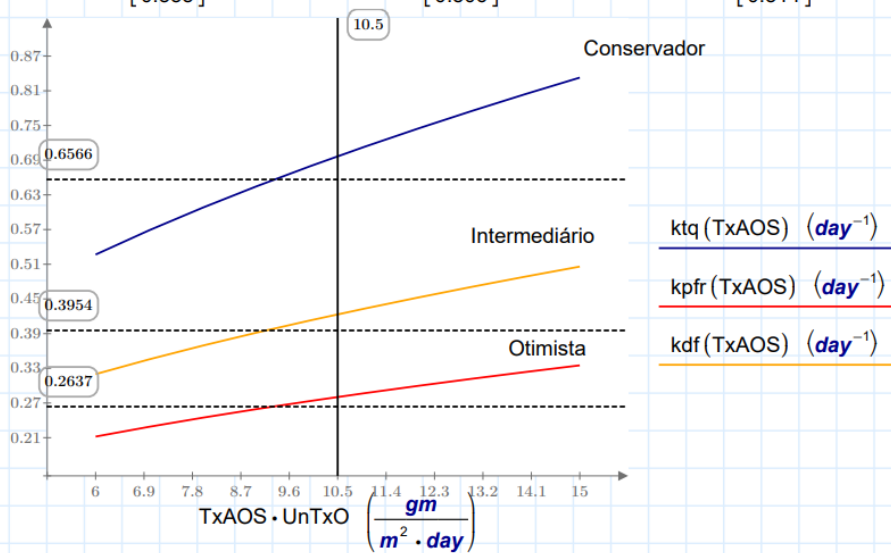




### D. Comparação de Resultados

$$Tx_{AOS} \cdot Un_{TxO} = \begin{bmatrix} 6 \\ 7 \\ 8 \\ 9 \\ 10 \\ 11 \\ 12 \\ 13 \\ 14 \\ 15 \end{bmatrix} \frac{gm}{m^2 \cdot day} \quad TDH(Tx_{AOS}) = \begin{bmatrix} 7.594 \\ 7.031 \\ 6.577 \\ 6.201 \\ 5.882 \\ 5.609 \\ 5.37 \\ 5.159 \\ 4.972 \\ 4.803 \end{bmatrix} \text{ day} \quad ktq(Tx_{AOS}) = \begin{bmatrix} 0.527 \\ 0.569 \\ 0.608 \\ 0.645 \\ 0.68 \\ 0.713 \\ 0.745 \\ 0.775 \\ 0.805 \\ 0.833 \end{bmatrix} \frac{1}{day}$$

$$kpfr(Tx_{AOS}) = \begin{bmatrix} 0.212 \\ 0.229 \\ 0.245 \\ 0.26 \\ 0.274 \\ 0.287 \\ 0.3 \\ 0.312 \\ 0.324 \\ 0.335 \end{bmatrix} \frac{1}{day} \quad kdf(Tx_{AOS}) = \begin{bmatrix} 0.32 \\ 0.346 \\ 0.369 \\ 0.392 \\ 0.413 \\ 0.433 \\ 0.453 \\ 0.471 \\ 0.489 \\ 0.506 \end{bmatrix} \frac{1}{day} \quad kdfg(Tx_{AOS}) = \begin{bmatrix} 0.325 \\ 0.351 \\ 0.376 \\ 0.398 \\ 0.42 \\ 0.44 \\ 0.46 \\ 0.479 \\ 0.497 \\ 0.514 \end{bmatrix} \frac{1}{day}$$



Apenas para fins comparativos, segundo Von Sperling, vol. 3:

- Lagoas Facultativas Aeradas: TDH ~ 5 a 10 dias, h ~ 2,5 a 4 m, k ~ 0,6 a 0,8 1/d
- Tanque mistura completa aerada: k ~ 1 a 1,5 1/d

### Constante Cinética $K_{20}$ 1ª Ordem SAC Dados SAC operantes, segundo Von Sperling Vol. 7 Wetlands

$$k = k_v = \frac{k_A}{\epsilon V/A} = \frac{k_A}{\epsilon h}$$

where:

- $k$  = first-order rate coefficient, 1/d
- $k_v$  = first-order volumetric rate coefficient, 1/d
- $k_A$  = first-order areal rate coefficient, m/d
- $\epsilon$  = porosity (fraction of wetland volume occupied by water), unitless
- $V$  = wetland volume,  $m^3$
- $A$  = wetland surface area,  $m^2$
- $h$  = wetland water depth, m

#### 1. Dados k para efluente 1ário e 2ário

$$ka1 := 25 \frac{m}{yr} \quad kv1(TxAOS) := \frac{ka1}{V_{líquido} \cdot prof_{\min}(TxAOS)}$$

Fonte do ka1 e ka2: Tabela 2.5 Von Sperling vol. 7

$V_{líquido}$  = porosidade

$$ka2 := 37 \frac{m}{yr} \quad kv2(TxAOS) := \frac{ka2}{V_{líquido} \cdot prof_{\min}(TxAOS)}$$

$TDH(TxAOS) =$	$day$	$prof_{\min}(TxAOS) =$	$m$	$kv1(TxAOS) =$	$\frac{1}{day}$	$kv2(TxAOS) =$	$\frac{1}{day}$
$\begin{bmatrix} 7.594 \\ 7.031 \\ 6.577 \\ 6.201 \\ 5.882 \\ 5.609 \\ 5.37 \\ 5.159 \\ 4.972 \\ 4.803 \end{bmatrix}$		$\begin{bmatrix} 0.506 \\ 0.547 \\ 0.585 \\ 0.62 \\ 0.654 \\ 0.686 \\ 0.716 \\ 0.745 \\ 0.773 \\ 0.8 \end{bmatrix}$		$\begin{bmatrix} 0.451 \\ 0.417 \\ 0.39 \\ 0.368 \\ 0.349 \\ 0.333 \\ 0.319 \\ 0.306 \\ 0.295 \\ 0.285 \end{bmatrix}$		$\begin{bmatrix} 0.667 \\ 0.617 \\ 0.578 \\ 0.545 \\ 0.517 \\ 0.493 \\ 0.472 \\ 0.453 \\ 0.437 \\ 0.422 \end{bmatrix}$	

### DIMENSIONAMENTO - Estimativa Constate Cinética $K_{20}$ 1ª Ordem METOLODIA: NTIS (Von Sperling Vol 7)

$$C_o = \frac{C_i}{(1 + k\tau/N)^N}$$

where:

- $C_o$  = outlet concentration, mg/L
- $C_i$  = inlet concentration, mg/L
- $k$  = first-order reaction coefficient, 1/d
- $\tau$  = nominal (theoretical) hydraulic retention time, d
- $N$  = number of equivalent tanks in series, dimensionless

Tabela 2.2, N = 8,3 e quadro

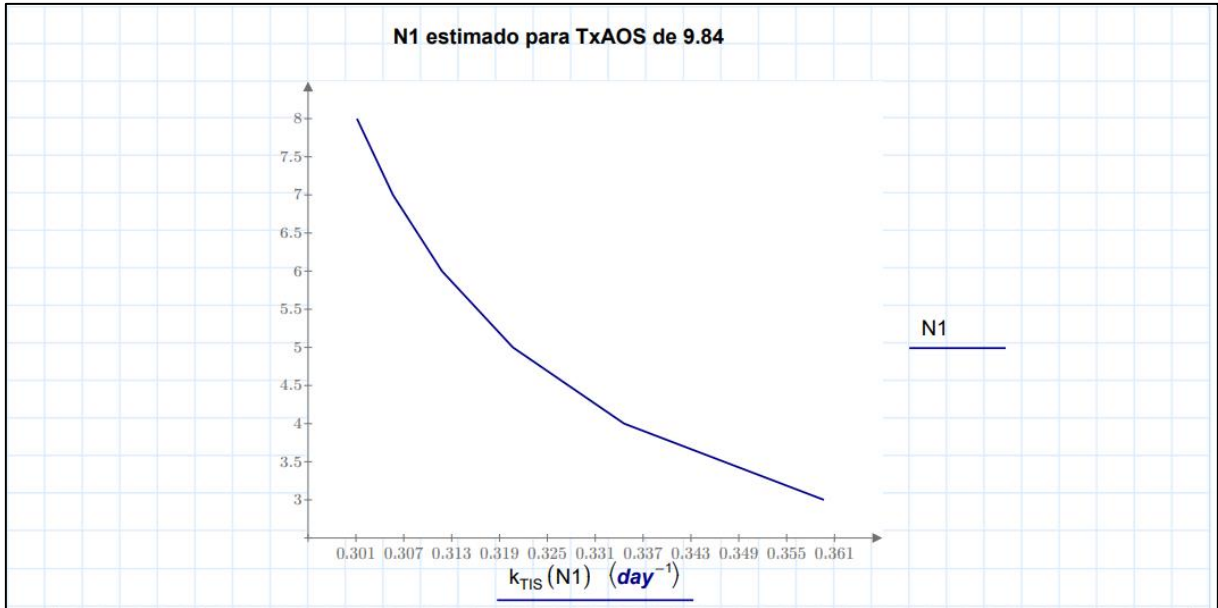
$N1 := 3 \dots 8.3$

Kadlac and Wallace (2009), tabela 6.2, N mínimo = 3

$$k_{TIS}(N1) := \frac{N1 \cdot \sqrt[N1]{\frac{DBO_{eSAC}}{DBO_{es} \cdot (1 - Esistema)}} - N1}{TDH(9.84)}$$

$$k_{TIS}(3) = 0.359 \frac{1}{day} \quad k_{TIS}(5) = 0.32 \frac{1}{day} \quad k_{TIS}(8) = 0.301 \frac{1}{day}$$

$TxAOS =$	$day$	$TDH(TxAOS) =$	$day$
$\begin{bmatrix} 6 \\ 7 \\ 8 \\ 9 \\ 10 \\ 11 \\ 12 \\ 13 \\ 14 \\ 15 \end{bmatrix}$		$\begin{bmatrix} 7.594 \\ 7.031 \\ 6.577 \\ 6.201 \\ 5.882 \\ 5.609 \\ 5.37 \\ 5.159 \\ 4.972 \\ 4.803 \end{bmatrix}$	



**DIMENSIONAMENTO - Estimativa Constate Cinética K<sub>20</sub> 1ª Ordem  
METOLODIA: Modelo P-k\*<sup>\*</sup>C para SAC (Von Spering Vol 7)**

$$(C_o - C^*) = \frac{(C_i - C^*)}{(1 + k\tau/P)^P} \quad C_o = C^* + \frac{C_i - C^*}{(1 + k\tau/P)^P}$$

where:

- C<sub>o</sub> = outlet concentration, mg/L
- C<sub>i</sub> = inlet concentration, mg/L
- C\* = inlet concentration, mg/L
- k = first-order reaction coefficient, 1/d
- τ = nominal (theoretical) hydraulic retention time, d
- P = apparent number of tanks-in-series (TIS), dimensionless

P := 3      Tabela 2.6 P = 3 (dados)  
 Cb := 10  $\frac{mg}{L}$       Cb = 5 para efluente secundário (pg 32)

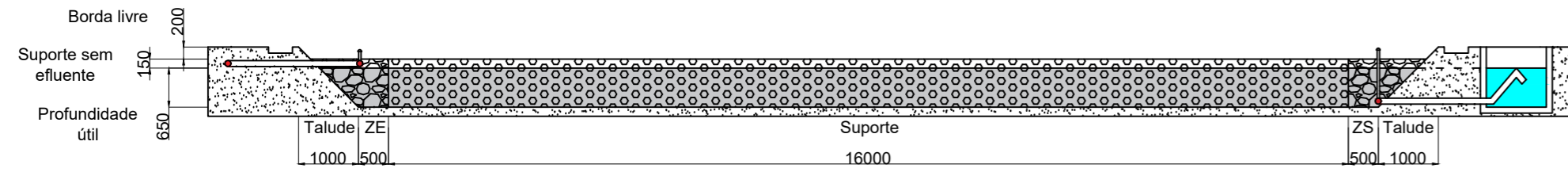
$$k_{pkc}(TxAOS) := \frac{P \cdot \sqrt[P]{\frac{(DBO_{eSAC} - Cb)}{DBO_{es} \cdot (1 - E_{sistema}) - Cb}} - P}{TDH(TxAOS)}$$

$$k_{pkc}(TxAOS) = \begin{bmatrix} 0.315 \\ 0.34 \\ 0.363 \\ 0.385 \\ 0.406 \\ 0.426 \\ 0.445 \\ 0.463 \\ 0.481 \\ 0.498 \end{bmatrix} \frac{1}{day} \quad TDH(TxAOS) = \begin{bmatrix} 7.594 \\ 7.031 \\ 6.577 \\ 6.201 \\ 5.882 \\ 5.609 \\ 5.37 \\ 5.159 \\ 4.972 \\ 4.803 \end{bmatrix} day$$

## APÊNDICE II – Pranchas do projeto e desenho

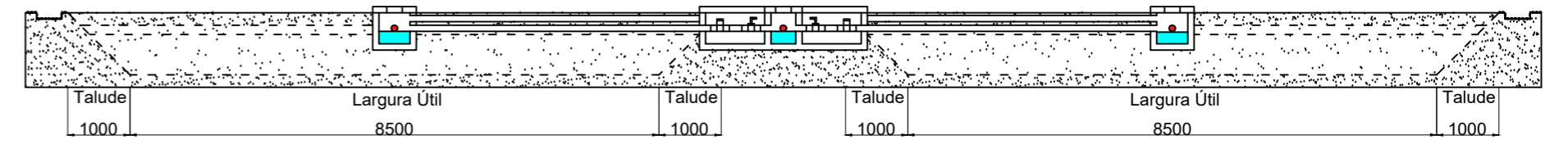


Vista AA

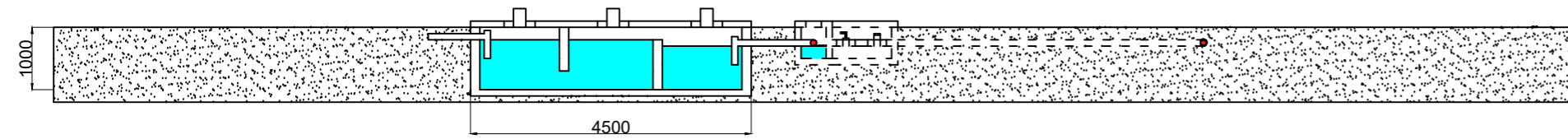


Medidas em mm

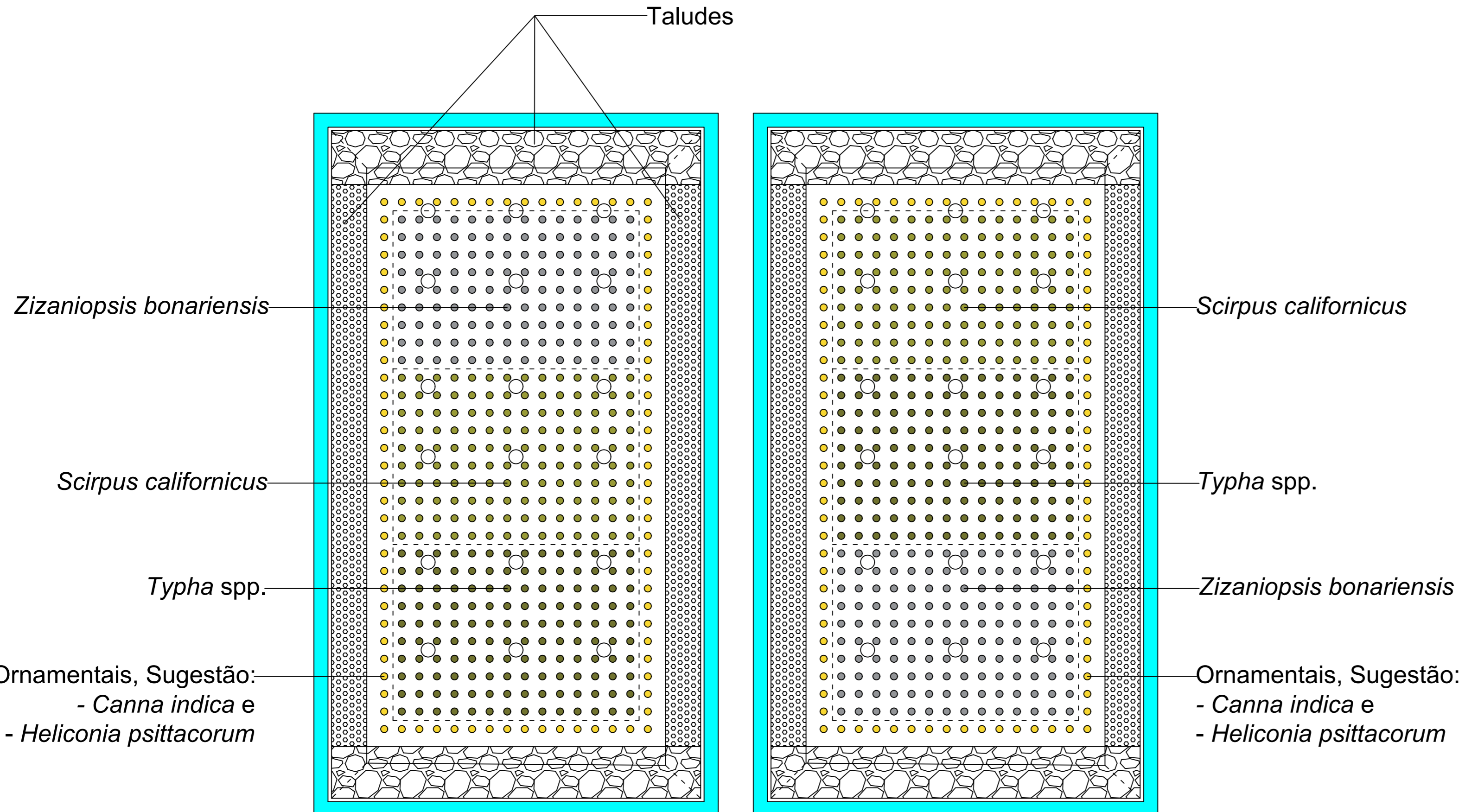
Vista CC



Vista BB



Vista Superior das 2 Unidades SAC



PRODUCED BY AN AUTODESK STUDENT VERSION

PRODUCED BY AN AUTODESK STUDENT VERSION

<b>Tratamento de Efluentes Sanitários</b> Sistema Alagado Construído de Fluxo Horizontal			
Descrição:		Cortes e Vistas	
Projeto e Desenho:		Fillipe Pacheco da Silva Mestrando	
		Dr. Michel David Gerber Orientador	
Local:	Campus Santa Vitória do Palmar Universidade Federal do Rio Grande - FURG	Escala:	1/94
Área Estimada Total:	650 m <sup>2</sup>	Área Fundo do SAC:	2 x 144,50 m <sup>2</sup>
		Data da Defesa:	Junho/2022
		Prática:	02/02
MESTRADO PROFISSIONAL EM ENGENHARIA E CIÊNCIAS AMBIENTAIS			
 <b>PPGECA</b> PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E CIÊNCIAS AMBIENTAIS		 <b>INSTITUTO FEDERAL</b> Sul-rio-grandense Campus Pelotas	