UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ARTES, CIÊNCIAS E HUMANIDADES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE

JULIANA DALIA RESENDE

**Avaliação do ciclo de vida ambiental e econômica de sistemas descentralizados de
tratamento de esgoto envolvendo *wetlands* construídos**

São Paulo

2018

JULIANA DALIA RESENDE

**Avaliação do ciclo de vida ambiental e econômica de sistemas descentralizados de
tratamento de esgoto envolvendo *wetlands* construídos**

Versão original

Tese apresentada à Escola de Artes, Ciências e
Humanidades da Universidade de São Paulo
para obtenção do título de Doutor em Ciências
pelo Programa de Pós-graduação em
Sustentabilidade.

Área de Concentração:
Ciência, Tecnologia e Gestão para
Sustentabilidade

Orientador:
Prof. Dr. Sérgio Almeida Pacca

São Paulo

2018

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

CATALOGAÇÃO-NA-PUBLICAÇÃO

(Universidade de São Paulo. Escola de Artes, Ciências e Humanidades. Biblioteca)

Resende, Juliana Dalia

Avaliação do ciclo de vida ambiental e econômica de sistemas descentralizados de tratamento de esgoto envolvendo *wetlands* construídos / Juliana Dalia Resende ; orientador, Sérgio Almeida Pacca. – 2018

183 f. : il.

Tese (Doutorado em Ciências) - Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo
Versão original

1. Tratamento de esgotos sanitários. 2. Tratamento de águas residuárias. 3. Ciclo de vida - Avaliação. I. Pacca, Sérgio Almeida, orient. II. Título

CDD 22.ed. – 628.3

Nome: RESENDE, Juliana Dalia

Título: Avaliação do ciclo de vida ambiental e econômica de sistemas descentralizados de tratamento de esgoto envolvendo *wetlands* construídos

Tese apresentada à Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Ciências pelo Programa de Pós-graduação em Sustentabilidade

Área de Concentração:
Ciência, Tecnologia e Gestão para Sustentabilidade

Aprovado em: ____ / ____ / ____

Banca Examinadora

Prof. Dr.	_____	Instituição:	_____
-----------	-------	--------------	-------

Julgamento:	_____	Assinatura:	_____
-------------	-------	-------------	-------

Prof. Dr.	_____	Instituição:	_____
-----------	-------	--------------	-------

Julgamento:	_____	Assinatura:	_____
-------------	-------	-------------	-------

Prof. Dr.	_____	Instituição:	_____
-----------	-------	--------------	-------

Julgamento:	_____	Assinatura:	_____
-------------	-------	-------------	-------

Prof. Dr.	_____	Instituição:	_____
-----------	-------	--------------	-------

Julgamento:	_____	Assinatura:	_____
-------------	-------	-------------	-------

Prof. Dr.	_____	Instituição:	_____
-----------	-------	--------------	-------

Julgamento:	_____	Assinatura:	_____
-------------	-------	-------------	-------

*Dedico a todos aqueles que trilharam,
estão trilhando ou irão trilhar, os por
vezes difíceis, porém prazerosos e
enriquecedores caminhos da ciência.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Universo e a todas as forças que me guiaram até aqui.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Sérgio Pacca, que me socorreu quando surgiram as minhas maiores dúvidas metodológicas. Que sempre estava disposto a me receber em sua sala. Que me enviava constantemente artigos úteis e interessantes, e que foi uma pessoa essencial nessa minha caminhada desde o processo seletivo até aqui.

Agradeço a TODOS os amigos que estão ou que passaram pelo GEPASS ao longo desses quatro anos, pela amizade, pelas conversas reconfortantes, pelos almoços descontraídos no “bandejão”, pelos dados de pesquisa fornecidos (nesse quesito, deixo um agradecimento especial ao Helisson Andrade e ao Alexandre Mendonça) e pelo suporte técnico, os quais foram essenciais para essa pesquisa. Gratidão profunda a todos, e em especial, à Neildes Santana, Helisson Andrade, Gabi Silva, Vitor e Vania Lopes.

Agradeço aos meus pais e aos meus irmãos, pela base, pelo fortalecimento, pelo apoio, confiança, incentivo, compreensão e amor incondicional.

Agradeço ao meu marido por toda paciência, dedicação, carinho e compreensão. Por sempre me ajudar, apoiar e incentivar. Por tornar os meus dias mais alegres e leves.

Agradeço aos meus amigos do grupo *NERDS*, especialmente aos integrantes dos quatro elementos, por todo o apoio nessa fase.

Agradeço ao Prof. Luiz Alexandre Kulay pelas importantes contribuições no exame de qualificação, pela atenção dada e pelo zelo na correção do trabalho.

Agradeço à doutoranda Thaís Lopes, à Daniele Vich e ao professor Luciano Matos Queiroz da UFBA pelo acolhimento e suporte metodológico.

Agradeço a todos os funcionários e colegas da EACH, que de algum modo possibilitaram a realização dessa pesquisa.

Agradeço a todos os meus eternos alunos das universidades UnG e Braz Cubas que me motivaram, mesmo sem saber, a dar esse novo passo. Amo vocês, meus queridos!

Por fim, agradeço a todos os que vibraram positivamente por mim, e que acreditaram que era possível!

*“Terra, Água, Fogo e Ar
Terra, Água, Fogo e Ar
Proteja a Natureza e saiba respeitar os quatro
Elementos*

*Proteja a Natureza e saiba respeitar os quatro
Elementos*

*Terra, Água, Fogo e Ar
Terra, Água, Fogo e Ar
Escolha com Cuidado os seus Desejos
Cuide do seu Corpo e de seus Sentimentos
Descubra o Prazer de Viver em Harmonia
Descubra o Prazer de Viver em Harmonia
Acredite e tenha Fé, o importante é ser Feliz”
(LIMA, 2001)*

RESUMO

RESENDE, Juliana Dalia. **Avaliação do ciclo de vida ambiental e econômica de sistemas descentralizados de tratamento de esgoto envolvendo *wetlands* construídos**. 2018.183 f. Tese (Doutorado em Sustentabilidade) – Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018. Versão original.

Os sistemas de tratamento de esgotos, apesar de possibilitarem a eliminação ou redução de poluentes e substâncias indesejados presentes nas águas residuárias, também ocasionam impactos ambientais. Essa característica deve ser levada em consideração no momento da instalação de uma alternativa tecnológica para o tratamento de esgoto e na proposição de melhorias aos sistemas selecionados. Uma das ferramentas que pode ser utilizada para avaliar o desempenho ambiental de sistemas de tratamento de esgoto é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), a qual pode ser complementada pela metodologia de Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV), que permite calcular o custo total de um projeto ao longo de seu ciclo de vida. No presente estudo, a ACV e a ACCV foram utilizadas com o objetivo de analisar os potenciais impactos ambientais e custos de diferentes configurações de sistemas pilotos de tratamento de esgoto envolvendo *wetlands* construídos (WC) com e sem aeração. Foram obtidos também fatores de alocação para as potenciais cargas ambientais do lodo e do efluente do tanque séptico, que possibilitarão a realização de estudos futuros de ACV para alternativas de destinação do lodo de tanques sépticos. A modelagem dos sistemas e os cálculos envolvidos na avaliação dos impactos do ciclo de vida foram realizados mediante o uso do software *openLCA* v. 1.6.3. Para a avaliação das categorias de impacto de acidificação terrestre, mudança climática, eutrofização aquática de água doce, formação de oxidantes fotoquímicos, ecotoxicidade de água doce e toxicidade humana foi utilizado o método de avaliação de impacto *ReCiPe*. Foram avaliadas também as categorias de ecotoxicidade e toxicidade humana, utilizando o método *USEtox*. Nas análises envolvendo um WC aerado a etapa de operação se mostrou com um maior potencial de causar impactos ambientais para todas as categorias de impacto analisadas, com resultados variando entre 63,9% para a categoria de toxicidade humana e 99,8% para a categoria de eutrofização de água doce. Na comparação de materiais utilizados na construção dos sistemas, o potencial de causar impactos ambientais da fibra de vidro foi até 4,7 vezes menor que o potencial de causar impactos ambientais da alvenaria em tijolos para todas as categorias de impacto analisadas. Contudo, a utilização de fibra de vidro ao invés de alvenaria em tijolos apresentou custos mais elevados. O custo do ciclo de vida por m³ de esgoto tratado do sistema envolvendo um WC com aeração mostrou-se cerca de 1,8 vezes menor do que o do sistema sem

aeração. Os resultados encontrados trazem contribuições que podem auxiliar na tomada de decisão no que diz respeito à implantação e operação de sistemas de tratamento de esgoto, visando tornar estes mais sustentáveis do ponto de vista econômico e ambiental.

Palavras-chave: Avaliação do ciclo de vida. Avaliação do custo do ciclo de vida. *Wetlands* construídos. *ReCiPe*. *USEtox*. *OpenLCA*. *Alocação*.

ABSTRACT

RESENDE, Juliana Dalia. **Environmental and economic life cycle assessment of wastewater treatment systems involving constructed wetlands**. 2018. 183 f. Tese (Doutorado em Sustentabilidade) – Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

Although wastewater treatment systems, allow for the elimination or reduction of pollutants and unwanted substances in wastewater, they also cause environmental impacts. One tool that can evaluate the environmental performance of wastewater treatment systems is Life Cycle Assessment (LCA), which can be complemented by Life Cycle Cost Analysis (LCCA), which calculates the total cost of a project over its entire life cycle. In the present study, the LCA and LCCA were used to analyze the potential environmental impacts and costs of different wastewater treatment pilot plant configurations involving constructed wetlands (CW) with and without aeration. The modeling of the systems and the calculations involved in the assessment of the life cycle impacts were performed using the openLCA v. 1.6.3 software. The impact assessment method used for the impact categories of terrestrial acidification, climate change, freshwater aquatic eutrophication, formation of photochemical oxidants, ecotoxicity and human toxicity was ReCiPe. The categories of ecotoxicity and human toxicity were also evaluated using the USEtox method. In the analyzes involving an aerated CW, the operation stage showed the greatest potential to cause environmental impacts for all impact categories analyzed, with results varying between 63.9% for the category of human toxicity and 99.8% for the category of freshwater eutrophication. The comparison of materials used in the construction of systems has demonstrated that the potential to cause environmental impacts of fiberglass was up to 4.7 times less than the potential to cause environmental impacts of brick masonry for all impact categories analyzed. However, the use of fiberglass instead of masonry in bricks has presented higher costs. The life cycle cost per cubic meter of treated sewage of the system involving a CW with aeration was about 1.8 times smaller than that of the system without aeration. Results can aid in decision making regarding the implementation and operation of wastewater treatment plants, in order to make these systems more sustainable from an economic and environmental point of views.

Keywords: Life cycle assessment. Life cycle cost analysis. Constructed wetlands. ReCiPe. USEtox. OpenLCA. Allocation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Classificação dos WC de acordo com o fluxo: A) WC de fluxo subsuperficial horizontal; B) WC de fluxo subsuperficial vertical; C) WC de fluxo superficial.	28
Figura 2 - Fases da ACV	33
Figura 3 - Representação das relações entre o inventário e as categorias de <i>midpoint</i> (mecanismos ambientais) e as categorias de <i>endpoint</i> , incluindo a pontuação única (modelo de dano).	36
Figura 4 - Representação esquemática simplificada (sem escala) do Sistema TS+WCFV+WCFH.	55
Figura 5 - Representação esquemática simplificada (sem escala) do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.	55
Figura 6 - Fronteiras adotadas na ACV dos Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV	57
Figura 7 - Resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados às etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método ReCiPe.	92
Figura 8 - Resultados em porcentagem referente aos potenciais impactos ambientais relacionados às etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método <i>USEtox</i>	93
Figura 9 - Resultados em porcentagem referente aos potenciais impactos ambientais relacionados à etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método <i>ReCiPe</i>	95
Figura 10 - Resultados das análises da etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH, usando o método <i>USEtox</i>	96
Figura 11 - Resultados em porcentagem referente aos potenciais impactos ambientais relacionados à etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método <i>ReCiPe</i>	99
Figura 12 - Resultados em porcentagem referente aos potenciais impactos ambientais relacionados à etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método <i>USEtox</i>	100
Figura 13 - Resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados às etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV	103
Figura 14 - Resultados em porcentagem referente aos potenciais impactos ambientais relacionados às etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, utilizando o método <i>USEtox</i>	104
Figura 15 - Resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados à etapa de construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, utilizando o método <i>ReCiPe</i>	106

Figura 16 - Resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados à etapa de construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, utilizando o método <i>USEtox</i>	107
Figura 17 - Resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados à etapa de operação do Sistema 2, utilizando o método <i>ReCiPe</i>	109
Figura 18 - Resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados à etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, utilizando o método <i>USEtox</i>	110
Figura 19 - Resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados ao Cenário 1 - Materiais, utilizando o método <i>ReCiPe</i>	113
Figura 20 - Resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados ao Cenário 1 - Materiais, utilizando o método <i>USEtox</i>	114
Figura 21 - Resumo de todos os custos ocorridos ao longo do ciclo de vida dos Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV e do Cenário 1 – Materiais (adotando as considerações do cenário de base).....	132
Figura 22 - Resumo de todos os custos por m ³ de esgoto tratado ocorridos ao longo do ciclo de vida dos Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV e do Cenário 1 – Materiais (adotando as considerações do cenário de base).....	133
Figura 23 - Valor de cada tipo de custo considerado nesse estudo, bem como, do CCV para o Cenário custo zero.	134
Figura 24 - Valor de cada tipo de custo considerado nesse estudo, bem como, do CCV por m ³ de esgoto tratado em 20 anos para o Cenário custo zero.....	135
Figura 25 - Valor de cada tipo de custo considerado nesse estudo, bem como, do CCV para o Cenário Parelheiros.....	138
Figura 26 - Valor de cada tipo de custo considerado nesse estudo, bem como, do CCV por m ³ de esgoto tratado em 20 anos para o Cenário Parelheiros.	138
Figura 1B - Imagem ilustrativa da distribuição das camadas de brita na WCFV.	171
Figura 1C - Imagem ilustrativa da distribuição das camadas de brita na WCFH	172

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Quantidade de tubos de tubos e conexões de PVC utilizada no Sistema TS+WCFV+WCFH.	74
Tabela 2 - Tipo e quantidade de materiais utilizados na construção do Sistema TS+WCFV+WCFH.	75
Tabela 3 - Resumo das distâncias percorridas de acordo com o tipo de transporte utilizado (carro, trem ou caminhão), bem como, a quantidade de material utilizada em toneladas (correlacionada à UF), e o valor em t.km para o Sistema TS+WCFV+WCFH.	76
Tabela 4 - Índices de perda mínimo, máximo e mediana dos materiais utilizados no Sistema TS+WCFV+WCFH.	77
Tabela 5 - Quantidade realmente utilizada de cada tipo de material na construção do Sistema TS+WCFV+WCFH (C_{real}).....	77
Tabela 6 - Perdas de materiais de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH.....	78
Tabela 7 - Resumo dos dados de entrada da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH.	78
Tabela 8 - Resumo dos dados de saída da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH.	79
Tabela 9 - Valores calculados para chegar ao total de emissão de CH ₄ dos WC do Sistema TS+WCFV+WCFH.	80
Tabela 10 - Valores calculados para chegar ao total de emissão de N ₂ O dos WC.....	80
Tabela 11 -Inventário da etapa de desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH.	81
Tabela 12 - Resumo da quantidade de tubos e conexões de PVC utilizada no Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.	82
Tabela 13 - Tipo e quantidade de materiais utilizados na construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV	83
Tabela 14 - Resumo das distâncias percorridas de acordo com o tipo de transporte utilizado (carro, trem ou caminhão), bem como, a quantidade de material utilizada em toneladas (correlacionada à UF), e o valor em t.km para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.	84
Tabela 15 - Resumo dos dados de entrada da etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.	85
Tabela16 - Resumo dos dados de saída da etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV	86
Tabela 17- Valores calculados para chegar ao total de emissão de CH ₄ do WC subsuperficial vertical saturado do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.....	87
Tabela 18- Variáveis e total de emissão de N ₂ O dos WC do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV	87
Tabela 19 - Inventário da etapa de desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.	88
Tabela 20 - Tipo e quantidade de materiais utilizados na construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV	89

Tabela 21 - Resumo das distâncias percorridas de acordo com o tipo de transporte utilizado (carro, trem ou caminhão), bem como, a quantidade de material utilizada em toneladas (correlacionada à UF), e o valor em t.km para o Cenário 1 - Materiais.....	90
Tabela 22 - Inventário da etapa de desativação do Cenário 1 - Materiais.....	91
Tabela 23 - Resultados encontrados para o Sistema TS+WCFV+WCFH referentes às porcentagens de contribuição de cada etapa para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos <i>ReCiPe</i> e <i>USEtox</i>	94
Tabela 24 - Resultados encontrados para o Sistema TS+WCFV+WCFH referentes às porcentagens de contribuição de cada elemento considerado no inventário da etapa de construção para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos <i>ReCiPe</i> e <i>USEtox</i>	96
Tabela 25 - Resultados de AICV considerando as perdas de resíduos no Sistema TS+WCFV+WCFH utilizando o método <i>ReCiPe</i>	97
Tabela 26 - Resultados de AICV considerando as perdas de resíduos no Sistema TS+WCFV+WCFH utilizando o método <i>USEtox</i>	98
Tabela 27 - Resultados encontrados para o Sistema TS+WCFV+WCFH referentes às porcentagens de contribuição de cada elemento considerado no inventário da etapa de operação para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos <i>ReCiPe</i> e <i>USEtox</i>	100
Tabela 28 - Quantidade de bisfenol A encontrada no afluente e no efluente do Sistema TS+WCFV+WCFH.	101
Tabela 29 - Resultados de AICV da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH, considerando o bisfenol A e utilizando o método <i>ReCiPe</i>	102
Tabela 30 - Resultados de AICV da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH, considerando o bisfenol A e utilizando o método <i>USEtox</i>	102
Tabela 31 - Resultados encontrados para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV referentes às porcentagens de contribuição de cada etapa para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos <i>ReCiPe</i> e <i>USEtox</i>	105
Tabela 32 - Resultados encontrados para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV referentes às porcentagens de contribuição de cada elemento considerado no inventário da etapa de construção para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos <i>ReCiPe</i> e <i>USEtox</i>	108
Tabela 33 - Resultados encontrados referentes às porcentagens de contribuição de cada elemento considerado no inventário da etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos <i>ReCiPe</i> e <i>USEtox</i>	111
Tabela 34 - Quantidade de bisfenol A encontrada no afluente e no efluente do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV	111
Tabela 35 - Resultados de AICV para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV considerando o Bisfenol A e utilizando o método <i>ReCiPe</i>	112
Tabela 36 - Resultados de AICV da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH, considerando o bisfenol A e utilizando o método <i>USEtox</i>	113

Tabela 37 - Resultados encontrados para o Cenário 1 -Materiais referentes às porcentagens de contribuição de cada elemento considerado no inventário da etapa de construção para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos <i>ReCiPe</i> e <i>USEtox</i>	115
Tabela 38 - Resultados da etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH e do Cenário 1 – Materiais, utilizando o método <i>ReCiPe</i>	116
Tabela 39 - Resultados da etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH e do Cenário 1 – Materiais, utilizando o método <i>USEtox</i>	117
Tabela 40 - Resumo dos valores para os parâmetros relacionados ao produto	118
Tabela 41 - Custos de aquisição do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base.....	121
Tabela 42 - Custos de construção e/ou instalação do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base.	121
Tabela 43 - Considerações adotadas e custo total da mão de obra para a instalação dos tubos de PVC do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base.	122
Tabela 44 - Custos anuais de operação e manutenção do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base.	122
Tabela 45 - VP dos custos de operação e manutenção do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base, considerando n=20 anos.	123
Tabela 46 - VP dos custos de substituição para o Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base.	123
Tabela 47 - Custos de desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base.....	124
Tabela 48 - Resumo dos custos incorridos ao longo do ciclo de vida do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base.	124
Tabela 49 - Custos de aquisição do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base...	126
Tabela 50 - Custos de construção e/ou instalação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base.	126
Tabela 51 - Considerações adotadas e custo total da mão de obra para a instalação dos tubos de PVC do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.....	127
Tabela 52 - Custos de operação e manutenção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV	127
Tabela 53 - VP dos custos de operação e manutenção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base, considerando n=20 anos.....	128
Tabela 54 - VP dos custos de substituição do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base.	128
Tabela 55 - Custos de desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH.....	129
Tabela 56 - Resumo dos custos totais do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, valor do m ³ de esgoto tratado em 20 anos e porcentagem em relação ao CCV.....	129
Tabela 57 - Custos relacionados à aeração do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base.	130
Tabela 58 - Custos de aquisição do Cenário 1 - Materiais (adotando as mesmas considerações do cenário base).	131

Tabela 59 - Custos totais do Cenário 1 – Materiais, valor por m ³ de esgoto tratado em 20 anos e porcentagem em relação ao CCV (adotando as mesmas considerações do cenário base)	131
Tabela 60 - Resumo dos custos do incorridos ao longo do ciclo de vida do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário Palhereiros.	136
Tabela 61 - Resumo dos custos do incorridos ao longo do ciclo de vida do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário Parelheiros	137
Tabela 62 - Custos totais do Cenário 1 - Materiais (adotando as mesmas considerações do cenário Parelheiros)	137
Tabela 63 - Correlação dos custos do cenário de base com a remoção de DQO, NT e PT (em kg) considerando o volume de esgoto tratado ao longo de 20 anos	139
Tabela 1A - Quantidades parciais e totais de cimento, cal, areia e água utilizadas para o preparo das argamassas de assentamento e revestimento.....	170
Tabela 1D -Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos do sistema TS+WCFV+WCFH.....	173
Tabela 2D -Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos do sistema TS+WCFL+DS+WCFV	173
Tabela 1G - Valor Absoluto dos resultados de AICV das etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método ReCiPe	177
Tabela 2G - Valor Absoluto de AICV da etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método ReCiPe	177
Tabela 3G - Valor Absoluto de AICV da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método ReCiPe	178
Tabela 4G - Valor Absoluto dos resultados de AICV das etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, utilizando o método ReCiPe.....	178
Tabela 5G - Valor Absoluto dos resultados de AICV da etapa de construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, utilizando o método ReCiPe.....	179
Tabela 6G - Valor Absoluto dos resultados de AICV da etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, utilizando o método ReCiPe.....	180
Tabela 7G - Valor Absoluto dos resultados de AICV da etapa de construção do Cenário 1 - Materiais, utilizando o método ReCiPe.....	180
Tabela 8G - Valor Absoluto dos resultados de AICV das etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método USEtox.....	181
Tabela 9G - Valor Absoluto dos resultados de AICV das etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, utilizando o método USEtox	181
Tabela 10G - Valor Absoluto dos resultados de AICV da etapa de construção do Cenário 1 - Materiais, utilizando o método USEtox	182
Tabela 1H - Quantidade estimada de resíduos produzidos no sistema TS+WCFV+WCFH .	183
Tabela 2H - Quantidade estimada de resíduos produzidos no sistema TS+WCFL+DS+WCFV	183
Tabela 3H - Quantidade estimada de resíduos produzidos no Cenário 1 -Materiais	183

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Métodos de avaliação de impacto e as categorias de impacto adotadas em estudos de ACV relacionados à sistemas de tratamento de esgoto - Continua	41
Quadro 1 - Métodos de avaliação de impacto e as categorias de impacto adotadas em estudos de ACV relacionados à sistemas de tratamento de esgoto - Conclusão	42
Quadro 2- Descrição de alguns estudos nacionais de ACV de Sistemas de Tratamento de esgoto- Continua.....	44
Quadro 2 - Descrição de alguns estudos nacionais de ACV de Sistemas de Tratamento de esgoto - Conclusão.....	45
Quadro 3 - Tópicos abordados em relação aos resultados de ICV e ACIV.	54
Quadro 4 - Resumo da metodologia utilizada para a quantificação dos materiais utilizados no Sistema TS+WCFV+WCFH.	58
Quadro 5 - Resumo da metodologia utilizada para a quantificação dos materiais utilizados no Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.	59
Quadro 6 - Resumo da metodologia utilizada para a quantificação dos materiais utilizados no Cenário 1 - Materiais.	59
Quadro 7 - Inventário da areia nacional obtida a partir da areia extraída por dragagem	61
Quadro 8 - Resumo do objetivo e escopo da ACV comparando sistemas de tratamento de esgoto.....	65
Quadro 9 - Resumo das considerações feitas nos cenários estudados.....	73

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACCV	Avaliação do Custo do Ciclo de Vida
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AIA	Avaliação de Impacto Ambiental
AICV	Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
APOS	<i>Allocation at the Point of Substitution</i>
BEN	Balanco Energético Nacional
BR	Brasil
C	Carbono
CA	Custo de Aquisição
CCI	Custo de Construção e Instalação
CCM	Célula de Combustível Microbiana
CCV	Custeio do Ciclo de Vida
CH	Suíça
CRUSP	Conjunto Residencial da USP
CTH	Centro Tecnológico de Hidráulica
CTU	Unidades Tóxicos Comparativas
D	Valor Presente do Custo de Desativação
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DN	Diâmetro Nominal
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DS	Decantador Secundário
EACH	Escola de Artes, Ciências e Humanidades
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
Eq.	Equação
eq.	equivalente
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
GLO	Global
h	hora
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
IPCA	Índice de Preços ao Consumidor Amplo
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>

ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
kg	Quilo
km	Quilômetro
kW	Quilowatt
l	Litro
m	Metro
m ²	Metro Quadrado
m ³	Metro Cúbico
MBBR	Reatores de Leito Móvel com Biofilme
MCF	Fator de Correção de Metano
mm	Milímetro
N	Nitrogênio
NBR	Norma Brasileira
NMVOC	Compostos orgânicos voláteis não metano
NT	Nitrogênio Total
OM	Valor Presente do Custo de Operação e Manutenção
P	Fósforo
PAF	Fração Potencialmente Afetada
PEAD	Polietileno De Alta Densidade
PT	Fósforo Total
PVC	Policloreto de Vinila
RBC	Contatores Biológicos Rotativos
RoW	<i>Rest of World</i>
S	Valor Presente do Custo de Substituição
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SBR	Reatores Sequenciais em Batelada
SELIC	Sistema Especial de Liquidação e Custódia
SETAC	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
SINAPI	Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil
SOFC	Célula a Combustível de Óxido Sólido
t	Tonelada
TS	Tanque Séptico

UASB	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
UF	Unidade Funcional
UNEP	<i>United Nations Environmental Program</i>
USP	Universidade de São Paulo
VP	Valor Presente
WC	<i>Wetland</i> Construído
WCFH	<i>Wetland</i> Construído de Fluxo Horizontal
WCFL	<i>Wetland</i> Construído de Fluxo Livre
WCFV	<i>Wetland</i> Construído de Fluxo Vertical
WCFS	<i>Wetland</i> Construído de Fluxo Superficial
WCFSS	<i>Wetland</i> Construído de Fluxo Subsuperficial

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	23
2	OBJETIVOS.....	25
	Objetivos específicos:.....	25
3	PERGUNTAS DE PESQUISA	26
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
4.1	WETLANDS CONSTRUÍDOS (WC)	27
4.2	FATORES QUE INFLUENCIAM A QUANTIDADE E QUALIDADE DO ESGOTO..	29
4.3	POTENCIAIS IMPACTOS AMBIENTAIS ASSOCIADOS AOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO.....	30
4.4	AValiação DE ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO	31
4.5	AValiação DO CICLO DE VIDA	32
4.5.1	Método <i>ReCiPe</i>	34
4.5.2	Método <i>USEtox</i>	36
4.5.3	Avaliação do Ciclo de Vida de sistemas de tratamento de esgoto	37
4.5.3.1	<u>Métodos de AICV e categorias de impacto utilizados na ACV de sistemas de tratamento de esgoto</u>	<u>39</u>
4.5.3.2	<u>Estudos de ACV de sistemas de tratamento de esgoto realizados no Brasil</u>	<u>43</u>
4.5.3.3	<u>O lodo como coproduto em estudos de ACV.....</u>	<u>46</u>
4.5.3.4	<u>Estabelecimento de fatores de alocação.....</u>	<u>47</u>
4.5.3.4.1	<i>Alocação aplicada a sistemas de tratamento de esgoto.....</i>	48
4.6	AValiação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV)	49
4.6.1	Avaliação do Custo do Ciclo de Vida de sistemas de tratamento de esgoto.....	50
5	METODOLOGIA	53
5.1	METODOLOGIA PARA A REALIZAÇÃO DA ACV DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO E CENÁRIOS ESTUDADOS	53
5.1.1	Descrição dos sistemas de tratamento de esgoto estudados.....	54
5.1.2	Escopo e objetivo da ACV dos sistemas de tratamento de esgoto.....	56
5.1.2.1	<u>Fronteiras dos sistemas</u>	<u>56</u>
5.1.2.2	<u>Unidade funcional (UF).....</u>	<u>57</u>
5.1.2.3	<u>Fontes dos dados de inventário</u>	<u>58</u>
5.1.2.3.1	<i>Fase de construção.....</i>	58
5.1.2.3.2	<i>Fase de operação.....</i>	63
5.1.2.3.3	<i>Fase de desativação.....</i>	64
5.1.2.4	<u>Categorias de impacto analisadas e resumo do objetivo e escopo da ACV.....</u>	<u>64</u>
5.1.3	Metodologia para alocação das potenciais cargas ambientais do efluente e lodo do tanque séptico	65
5.1.3.1	<u>Modelagem matemática usada no procedimento de alocação.....</u>	<u>65</u>

5.1.3.2 Determinação dos parâmetros utilizados para construir o fator de alocação para o tanque séptico.....	66
<i>5.1.3.2.1 Remoção de carbono</i>	<i>67</i>
<i>5.1.3.2.2 Remoção de nitrogênio.....</i>	<i>67</i>
<i>5.1.3.2.3 Remoção de fósforo</i>	<i>68</i>
5.1.3.3 Finalização do fator de alocação Cr.....	69
5.2 Metodologia para a ACCV dos sistemas de tratamento de esgoto e cenários estudados...	69
5.2.1 Fontes dos dados de inventário.....	72
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	73
Inventário do Ciclo de Vida.....	73
Nessa seção (tópicos 6.1.1 a 6.1.3.2) serão apresentados os inventários do ciclo de vida dos Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV, e do Cenário 1 – Materiais.	73
6.1.1 Inventários do Sistema TS+WCFV+WCFH	73
6.1.1.1 Inventário da etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH	74
<i>6.1.1.1.1 Perdas de materiais de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH</i>	<i>77</i>
6.1.1.2 Inventário da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH	78
6.1.1.3 Inventário da etapa de desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH	81
6.1.2 Inventários do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV	82
6.1.2.1 Inventário da etapa de construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV	82
6.1.2.2 Inventário da etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV	84
6.1.2.3 Inventário da etapa de desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV	88
6.1.3 Inventários do Cenário 1 – Materiais	89
6.1.3.1 Inventário da etapa de construção do Cenário 1 - Materiais	89
6.1.3.2 Inventário da etapa de desativação do Cenário 1 - Materiais	90
6.2 RESULTADOS DE AICV	91
6.2.1 Resultados de AICV do Sistema TS+WCFV+WCFH.....	91
6.2.1.1 Comparação dos resultados de AICV para as etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH.....	92
6.2.1.2 Resultados de AICV da etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH	94
<i>6.2.1.2.1 Perdas de materiais na etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH</i>	<i>97</i>
6.2.1.3 Resultados de AICV da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH	98
6.2.2 RESULTADOS DE AICV DO SISTEMA TS+WCFL+DS+WCFV	102
6.2.2.1 Comparação dos resultados de AICV para as etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV	103
6.2.2.2 Resultados de AICV da etapa de construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV	105
6.2.2.3 Resultados de AICV da etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV	108
6.2.3 Resultados de AICV encontrados para o Cenário 1 – Materiais.....	113
6.2.4 Comparação dos resultados do Sistema TS+WCFV+WCFH com os resultados do Cenário 1 – Materiais	115
6.3 DETERMINAÇÃO DOS FATORES DE ALOCAÇÃO PARA O TANQUE SÉPTICO	117

6.3.1	Parâmetros relacionados à remoção de carbono	117
6.3.2	Parâmetros relacionados à remoção de nitrogênio	117
6.3.3	Parâmetros relacionados à remoção de fósforo	118
6.3.4	Representação matemática dos parâmetros relacionados ao tratamento de esgoto em tanque séptico.....	118
6.3.5	Determinação da Matriz Corretiva de Inventário I.....	119
6.3.6	Finalização do fator de alocação (C_r).....	119
6.4	RESULTADOS DA ACCV DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO	120
6.4.1	Detalhamento dos custos do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base	120
6.4.2	Detalhamento dos custos do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base	125
6.4.3	Detalhamento dos custos do Cenário 1 - Materiais (adotando as mesmas considerações do cenário base).....	130
6.4.4	Análise conjunta adotando as considerações do cenário de base.....	132
6.4.5	Análise conjunta do cenário custo zero	134
6.4.6	Análise conjunta do cenário Parelheiros	136
6.4.7	Correlação dos custos com a remoção de DQO, NT e PT.....	139
7	CONCLUSÃO	141
	REFERÊNCIAS	144
	APÊNDICE A - Cálculos para a estimativa da quantidade de tijolos e de cada um dos constituintes da argamassa utilizada para o assentamento e revestimento destes	168
	APÊNDICE B – Estimativa do volume de brita utilizado na WC de fluxo vertical (WCFV)	171
	APÊNDICE C – Estimativa do volume de brita utilizado na WC de fluxo horizontal (WCFH)	172
	APÊNDICE D– Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos dos sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV	173
	APÊNDICE E - Cálculo das emissões atmosféricas de metano e óxido nitroso do tanque séptico	174
	APÊNDICE F – Cálculo das emissões atmosféricas de metano e óxido nitroso dos WC	175
	APÊNDICE G–Resultados absolutos de AICV	177
	APÊNDICE H – Quantidade estimada de resíduos produzidos nos sistemas	183

1 INTRODUÇÃO

Os *wetlands* construídos (WC) têm sido reconhecidos como uma tecnologia promissora para o tratamento de esgoto devido à sua fácil gestão e manutenção (WU *et al.*, 2015a). Diferentes configurações de sistemas envolvendo WC têm sido estudadas, envolvendo desde sistemas mais simples até sistemas melhorados, tais como, WC aerados artificialmente (WU *et al.*, 2014). Tornando, assim, a seleção de alternativas de tratamento de esgoto uma tarefa bastante complexa, diante da grande quantidade de tecnologias disponíveis e das variáveis envolvidas no processo de decisão.

A análise dos potenciais impactos ambientais relacionados aos sistemas de tratamento de esgoto pode auxiliar os tomadores de decisões na escolha da melhor alternativa de tratamento ou na realização de modificações nos sistemas já existentes que permitam reduzir o impacto ambiental decorrente de suas atividades (GALLEGO *et al.*, 2008). A ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), concebida inicialmente para a análise produtos, pode ser bastante eficiente para avaliar o impacto ambiental da infraestrutura sanitária, notadamente das estações de tratamento de esgoto (ETE) (COROMINAS *et al.*, 2013). Nesse contexto, as metas para os sistemas de tratamento de esgoto precisam ir além da proteção das águas de superfície e da saúde humana, abrangendo também a minimização da perda de recursos, a redução da geração de resíduos e possibilitando a reciclagem de nutrientes (BODÍK; KUBASKÁ, 2013; MASI; RIZZO; REGELSBERGER, 2018).

Além disso, realizar uma análise ambiental dos sistemas não é o suficiente. A análise de aspectos econômicos também deve ser considerada, pois limitações financeiras podem inviabilizar a execução de um projeto. Uma metodologia que pode ser utilizada para tal análise é denominada Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV). A ACCV é uma ferramenta que permite calcular o custo total de um projeto ao longo de todo o seu ciclo de vida. Ela leva em conta os custos ocorridos ao longo de todo o ciclo de vida do sistema, incluindo elementos como, os custos relativos ao consumo de energia elétrica, produtos químicos, manutenção, reparos, substituição de equipamentos e destinação de resíduos (TROYER, 2015).

Alguns estudos de ACV e ACCV de WC foram realizados (DIXON; SIMON; BURKITT, 2003; MACHADO *et al.*, 2006; LOPSIK, 2013; BROWN, 2016; LUTTERBECK *et al.*, 2017; MCNAMARA *et al.*, 2017), contudo estes não envolveram a análise de WCs melhorados, tais como, os WCs aerados artificialmente. Além disso, há uma carência de dados de inventário de sistemas de tratamento de esgoto nacionais, já que a maioria dos estudos de ACV e ACCV de sistemas de tratamento de esgoto foram realizados em outros países.

Assim, no presente estudo foi realizada uma avaliação do ciclo de vida ambiental e econômica, incluindo as fases de construção, operação e desativação de dois sistemas pilotos de tratamento

descentralizado de esgoto envolvendo WC. Um deles (denominado Sistema TS+WCFV+WCFH) é composto por um tanque séptico (TS) seguido por um WC com fluxo subsuperficial vertical (WCFV) e um WC com fluxo subsuperficial horizontal (WCFH). O outro (denominado Sistema TS+WCFL+DS+WCFV) é composto por um tanque séptico, seguido por um WC de fluxo livre com aeração forçada (WCFL), um decantador secundário (DS) e um WC de fluxo subsuperficial vertical. Como os Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV foram construídos utilizando materiais distintos (alvenaria de tijolos cerâmicos no Sistema TS+WCFV+WCFH e fibra de vidro no Sistema TS+WCFL+DS+WCFV), os potenciais impactos ambientais e econômicos referentes à utilização desses materiais distintos também foi comparado por meio do cenário intitulado Cenário 1 – Materiais.

Além disso, como o presente trabalho visa o estudo de alternativas para o tratamento de esgoto, que usualmente são utilizadas para o atendimento de regiões com déficit acentuado em relação à coleta e tratamento de esgoto e com disponibilidade de área para a instalação dos sistemas, foi realizada também uma simulação de como alguns custos seriam alterados caso fosse considerado que os sistemas foram instalados na região de Parelheiros, na zona Sul da cidade de São Paulo. Essa região foi escolhida, pois atende as características citadas anteriormente, diferentemente da região do Butantã (onde os sistemas foram instalados). Além disso, também foi analisado um cenário desconsiderando o custo de aquisição do terreno para a instalação do sistema, tendo em vista a possibilidade deste ter sido doado. Foram obtidos também fatores de alocação para as potenciais cargas ambientais do lodo e do efluente do tanque séptico utilizado nestes sistemas, possibilitando a realização de ACVs futuras visando avaliar o desempenho ambiental de alternativas para o reaproveitamento do lodo.

O *software livre OpenLCA* (versão 1.6.3) foi utilizado para a modelagem dos sistemas e avaliação dos potenciais impactos ambientais associados ao ciclo de vida dos sistemas estudados. Entre as categorias de impacto que foram consideradas estão a acidificação terrestre, mudança climática, eutrofização aquática de água doce, formação de oxidantes fotoquímicos, toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, as quais foram avaliadas pelo método *ReCiPe*. Foram avaliadas também as categorias de ecotoxicidade e toxicidade humana (utilizando o método *USEtox*).

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

2 OBJETIVOS

Avaliar o desempenho ambiental e econômico do ciclo de vida de duas configurações de sistemas de tratamento de esgoto envolvendo WCs denominadas Sistema TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

Para cada uma das duas configurações de sistemas de tratamento de esgoto estudadas:

- Inventariar os fluxos de energia e materiais relativos ao ciclo de vida;
- Quantificar os potenciais impactos ambientais (relativos às categorias de impacto analisadas) e custos associados;
- Analisar o desempenho ambiental e econômico destes, identificando os pontos críticos;
- Analisar um cenário alternativo (intitulado Cenário 1 – materiais) para verificar o potencial impacto da escolha dos materiais construtivos no desempenho ambiental dos sistemas;
- Obter fatores de alocação para as potenciais cargas ambientais do lodo e do efluente do tanque séptico.

3 PERGUNTAS DE PESQUISA

- Quais etapas (construção, operação ou demolição) e fluxos de entrada ou saída referentes aos sistemas e cenários estudados possuem um maior potencial de causar impactos ambientais (em relação às categorias de impacto analisadas) e custos?
- Quais materiais (alvenaria de tijolos cerâmicos ou fibra de vidro) utilizados para a construção/fabricação dos tanques utilizados no tratamento de esgoto possui um maior potencial de causar impactos ambientais (para as categorias de impacto analisadas) e custos?
- Qual é a carga ambiental alocada para o lodo do tanque séptico?

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesta seção foi apresentada uma breve revisão bibliográfica dos principais temas arrolados na tese: *wetlands* construídos; fatores que influenciam a quantidade e qualidade do esgoto; potenciais impactos ambientais associados aos sistemas de tratamento de esgoto; avaliação de alternativas tecnológicas para o tratamento de esgoto; avaliação do ciclo de vida e avaliação do custo do ciclo de vida.

4.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS (WC)

As terras úmidas naturais são áreas naturais inundadas ou saturadas por água, que dão suporte a vegetais adaptados a essas condições. Como exemplos desses tipos de ecossistemas estão os pântanos e brejos. Já os termos terras úmidas construídas, banhados artificiais, alagados artificiais ou *wetlands* construídos (WC) são denominações que podem ser utilizadas para designar processos de tratamento de águas residuárias que consistem em lagoas ou canais rasos, que abrigam plantas aquáticas e, que utilizam mecanismos físicos, químicos e biológicos para tratar águas residuárias (VON SPERLING, 2005). Estes sistemas são projetados para imitar os sistemas de terras úmidas naturais, e utilizam plantas que crescem em áreas úmidas, substratos, e microrganismos associados para remover os contaminantes das águas residuais (VYMAZAL, 2011; SAEED; SUN, 2012). Entre os substratos utilizados em WC estão materiais naturais, artificiais e subprodutos industriais. Tais como, brita, cascalho, areia, argila, calcita, mármore, escórias, bentonita, dolomita, calcário, zeólitas, carvão ativado e agregados leves, entre outros (WU *et al.*, 2015b).

Os WC são geralmente classificados em dois tipos: WC de fluxo subsuperficial (WCFSS) e WC de fluxo superficial (WCFS) (SAEED; SUN, 2012). Nos sistemas de WCFSS, as águas residuárias fluem subsuperficialmente através do substrato que dá suporte ao enraizamento e crescimento de plantas. E, com base na direção do fluxo, os WCFSS podem ser ainda divididos em WC de fluxo horizontal (WCFH) e de fluxo vertical (WCFV) (Figura 1 – A e B). Os de WCFS (Figura 1 - C), por sua vez, são semelhantes às terras úmidas naturais, e apresentam fluxo superficial de águas residuais ao longo do substrato saturado (WU *et al.*, 2015a).

Figura 1 - Classificação dos WC de acordo com o fluxo: A) WC de fluxo subsuperficial horizontal; B) WC de fluxo subsuperficial vertical; C) WC de fluxo superficial.

Fonte: Juliana Dalia Resende, 2018.

Alguns sistemas de WC são híbridos, ou seja, consistem em uma combinação de sistemas de WC (normalmente dois), com fluxo em série. Nesses sistemas, podem ser adotadas configurações, tais como, um WCFV seguido de um WCFH, e vice-versa, por exemplo (VYMAZAL, 2013).

Os WCFVs são mais eficientes do que os WCFH na conversão da amônia presente nas águas residuárias a nitrato (FUCHS, 2009). Por causa do transporte mais eficiente de oxigênio em WCFVs, sua área pode ser muito menor do que a de um WCFH projetado para obter um efluente com a mesma qualidade (BRIX; ARIAS, 2005). Uma outra possibilidade é utilizar a combinação de um WCFV com um WCFH, em que, em tese, o primeiro favorece a nitrificação (devido ao transporte mais eficiente de oxigênio) e o segundo a desnitrificação, devido à carência de oxigênio no meio filtrante (VYMAZAL, 2009). Nos últimos anos, de modo a aumentar a eficiência dos processos de remoção de poluentes nos WC, sistemas melhorados, tais como, WC aerados artificialmente, têm sido propostos para melhorar o desempenho dos sistemas de tratamento de águas residuais (WU *et al.*, 2014; MALTAIS-LANDRY *et al.*, 2009a).

Contudo, segundo Fan *et al.* (2013) e Chang *et al.* (2014), os WC aerados artificialmente enfrentam um impasse entre o aumento da eficiência de remoção de poluentes e o aumento dos

custos de operação e potenciais impactos ambientais devido ao consumo de energia elétrica para a aeração e à necessidade de manutenção dos aeradores.

Estudos têm mostrado que o tipo de clima afeta o desempenho de WC, especialmente em relação à remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e nitrogênio (CEREZO *et al.*, 2001 e TAYLOR *et al.*, 2011). Além disso, de acordo com Garfí *et al.* (2012) características quantitativas e qualitativas de águas residuárias, tais como vazão, teor de sólidos e características dos poluentes também podem afetar o desempenho e o tempo de vida útil dos WC. No próximo tópico serão apresentados alguns outros fatores que podem influenciar a quantidade e qualidade do esgoto gerado em residências e nas características dos efluentes das estações de tratamento de esgoto.

4.2 FATORES QUE INFLUENCIAM A QUANTIDADE E QUALIDADE DO ESGOTO

A quantidade e qualidade dos esgotos domésticos dependem fortemente da fonte e do modo de uso da água, que podem diferir de usuário para usuário e de acordo com os hábitos e cultura dos moradores da residência (LARSEN; UDERT; LIENERT, 2013). Diferenças também podem resultar de variações geográficas e socioeconômicas, da presença de ligações clandestinas e infiltrações, e de mudanças que ocorrem ao longo do tempo. Por exemplo, medidas adotadas por alguns países, como o estabelecimento de limites para a concentração de fósforo nos detergentes, também podem interferir na qualidade do esgoto produzido (QUEVEDO; PAGANINI, 2016). A aplicação de algumas práticas de gestão da água pode reduzir o consumo de água e, conseqüentemente, aumentar a concentração de contaminantes no esgoto. Alterando desse modo, a qualidade e a quantidade do esgoto produzido (MARLENI *et al.*, 2015). Assim, como existe uma série de fatores que podem interferir tanto na qualidade quanto na quantidade do esgoto produzido, o tipo e a intensidade dos potenciais impactos ambientais associados ao seu gerenciamento costumam variar de uma região para a outra e de um sistema para o outro.

Além disso, o tipo de tecnologia adotada para o tratamento de esgoto e o nível de tratamento a que o esgoto é submetido interferem na qualidade dos efluentes das estações de tratamento de esgoto (MACHADO *et al.*, 2006).

Assim, um dos objetivos do tratamento de esgoto é reduzir os potenciais impactos ambientais relativos ao lançamento de poluentes no meio ambiente. Entretanto, de um modo geral, os

tratamentos convencionalmente adotados não removem ou removem insuficientemente muitos poluentes presentes no esgoto (RUIZ-MARÍN *et al.*, 2013; AL-SHANNAG *et al.*, 2013).

4.3 POTENCIAIS IMPACTOS AMBIENTAIS ASSOCIADOS AOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Os potenciais impactos ambientais dos sistemas de tratamento de esgoto não se resumem àqueles relativos ao lançamento do esgoto tratado nos cursos d'água. As fases de operação e construção dos sistemas de tratamento de esgoto também têm potencial de causar impactos ambientais. As potenciais emissões de fósforo (fosfato) e nitrogênio (óxidos de nitrogênio, nitrato, nitrito, nitrogênio gasoso, e amônia) pelos sistemas de tratamento de esgoto, podem ocasionar a eutrofização dos cursos d'água. Além disso, os compostos nitrogenados presentes nas águas residuárias podem levar à acidificação das massas de água, ocasionar problemas de saúde, a morte de peixes, a perda da biodiversidade, bem como a emissão de óxido nitroso (N_2O) para a atmosfera, o qual é um gás de efeito estufa com um potencial de aquecimento global 296 vezes maior do que o dióxido de carbono (MAULINI-DURAN *et al.*, 2013; MARWICK *et al.*, 2014; FAJARDO *et al.*, 2014). Outros gases de efeito estufa, tais como, o metano e o dióxido de carbono, também podem ser emitidos durante o tratamento de esgoto (DAELMAN *et al.*, 2013; ZOUBOULIS; TOLKOU, 2014; LI *et al.*, 2013).

O CH_4 é formado como um produto secundário da respiração microbiana em ambientes severamente anaeróbios quando o carbono é o único aceptor de elétrons disponível (MAULINI-DURAN *et al.*, 2013). Desse modo, a decomposição anaeróbia da matéria orgânica presente no esgoto, leva à emissão de metano para a atmosfera (DEVKOTA, 2011).

Em relação ao CO_2 , a degradação de poluentes orgânicos e a respiração dos microrganismos presentes no esgoto desempenham um papel importante nas emissões desse gás (BAO; SUN; SUN, 2015). Entretanto, o *Intergovernmental Panel on Climate Change* - IPCC considera como biogênico o dióxido de carbono produzido pela degradação do carbono em águas residuárias. Não o considerando, deste modo, como poluente atmosférico, por assumir que esse processo faz parte do ciclo natural de carbono (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2006).

Além do exposto, alguns gases que podem ser emitidos tanto durante a construção dos sistemas de tratamento de esgoto podem levar à formação de foto-oxidantes. Na fabricação de

tanques de fibra de vidro, por exemplo, ocorrem emissões de compostos orgânicos voláteis (GUO *et al.*, 2012).

Além desse, outros potenciais impactos ambientais podem ser relacionados aos materiais utilizados na construção. De acordo com Souza *et al.* (2016) o cimento utilizado na argamassa para assentamento e revestimento dos tijolos utilizados em obras estruturais é uma importante fonte de potencial impacto ambiental relacionado às mudanças climáticas, devido às emissões de gases de efeito de estufa do processo de clinquerização.

O transporte dos materiais de construção do local onde são produzidos para os locais onde serão comercializados e utilizados também constitui outra importante fonte de impacto, principalmente devido às emissões de gases provenientes da queima do combustível utilizado nos veículos.

Além disso, a produção de aço, cimento e materiais cerâmicos (tais como, tijolos) requer grandes quantidades de energia e recursos naturais, como a água (ALMEIDA *et al.*, 2015). Assim, tais fatores podem afetar o desempenho ambiental ao longo do ciclo de vida de alternativas tecnológicas para o tratamento de esgoto.

4.4 AVALIAÇÃO DE ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO

Muitas alternativas tecnológicas para tratamento de esgoto estão disponíveis, que vão desde tecnologias avançadas até opções de tratamento simples (KALBAR; KARMAKAR; ASOLEKAR, 2012). A escolha de uma tecnologia de tratamento de esgoto é uma decisão complexa, pois uma série de variáveis tecnológicas, ambientais, sociais e econômicas pode interferir nesse processo. Segundo Vidal *et al.* (2002), Makropoulos *et al.* (2008) e Muga; Mihelcic (2008) entre os critérios considerados nos estudos de concepção de sistemas de tratamento de esgoto estão:

- Ambientais: consumo de energia, consumo de matérias-primas, uso de reagentes químicos, produção de lodo, qualidade do sobrenadante, qualidade do efluente e qualidade do lodo;
- Técnicos: eficiência de remoção de poluentes (por exemplo, nitrogênio, fósforo e DBO), compatibilidade entre os diferentes processos unitários, flexibilidade, controle dos processos, robustez, durabilidade;

- Econômicos: custos de projeto, construção (incluindo equipamentos e instalação), manutenção, operação e disposição de resíduos sólidos;
- Sociais: disponibilidade de área, odores, ruídos, impacto visual, riscos à saúde humana, necessidade de mão de obra para operar o sistema e o nível de educação da população.
- As abordagens tecnológicas e econômicas de seleção de alternativas já estão bem consolidadas. Entretanto, uma decisão baseada apenas em critérios técnicos e econômicos pode resultar, por exemplo, em consideráveis danos ambientais, podendo inclusive, gerar novos custos, tais como, custos para a recuperação de áreas degradadas (CORNELLI, 2014). Assim, é necessário que seja desenvolvido um instrumental mais específico para a consideração de aspectos ambientais nos processos de tomada de decisão em relação à concepção e modificações em sistemas de tratamento de esgoto (GUTIERREZ, 2014). AACV pode ser utilizada para tal finalidade. Além da ACV, existem outros tipos de análises ambientais, tais como, a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) e a Avaliação de Riscos (aplicada para produtos químicos e atividades perigosas). A ACV difere da AIA e da avaliação de riscos porque permite o estudo dos potenciais impactos ambientais de todo o ciclo de vida de um sistema ou produto e não apenas de um local ou empreendimento específico (TUKKER, 2000; BURGESS; BRENNAN, 2001). A ACV será apresentada com maiores detalhes no tópico a seguir.

4.5 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

Segundo a norma brasileira (NBR)14.040(ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009a) “a ACV consiste em uma compilação e avaliação das entradas e saídas e dos potenciais impactos ambientais associados a um produto ou sistema ao longo de seu ciclo de vida”. A avaliação é feita do “berço ao túmulo”, ou seja, desde a aquisição da matéria-prima, passando pela produção, uso, até a disposição final. Segundo a referida norma, a estrutura metodológica para a ACV é regida por quatro fases distintas, apresentadas na Figura 2(na qual estão associadas entre si por meio de setas).

Figura 2 - Fases da ACV

Fonte: Adaptado de Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009a).

A técnica é aplicada de forma iterativa, ou seja, em cada uma das fases as suposições adotadas podem ser redefinidas, conforme o conhecimento sobre o produto ou processo aumenta. Na fase de definição de objetivo e escopo, elementos como a descrição do sistema de produto a ser estudado, o propósito e extensão do estudo, o público-alvo e a aplicação pretendida devem ser claramente definidos. É necessário definir também a unidade funcional (UF), que é uma unidade de referência quantitativa para o estudo, a qual todos os fluxos de entrada e saída na ACV devem estar relacionados (MASSET; VIEUX; DARMON, 2015). Em relação às fronteiras dos sistemas é necessário definir quais etapas serão consideradas ou não, sendo que os critérios adotados devem ser claramente definidos e justificados (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009a).

A fase de análise do inventário envolve a coleta de dados e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e saídas dos sistemas analisados (balanços de massa e energia) e nessa fase, normalmente, ocorrem dificuldades relacionadas à disponibilidade e à qualidade dos dados (STEINMANN *et al.*, 2014). Na maioria dos estudos, os processos background, os quais são compostos por todos os processos que fornecem ao sistema em estudo materiais e energia, normalmente são fornecidas por bancos de dados de Inventários de Ciclo de Vida, como por exemplo, o *Ecoinvent* (MENESES; PASQUALINO; CASTELLS, 2010). O *Ecoinvent* é um banco de dados que contém uma grande quantidade de dados de inventário de ciclo de vida

(ICV) de diversos países sobre processos, materiais e serviços relacionados a vários setores, e é frequentemente adotado em estudos de ACV (VANDROMME *et al.*, 2014). Contudo, poucos inventários brasileiros estão presentes nesse banco de dados, levando, muitas vezes, à adoção de dados de outros países em estudos nacionais, o que acarreta no aumento das incertezas associadas a estes estudos.

Na fase de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), os impactos ambientais relacionados aos aspectos ambientais levantados na fase de inventário são quantificados (ALVARENGA; SILVA JUNIOR; SOARES, 2012). Há diversos métodos de avaliação de impacto que podem ser utilizados nessa fase. Estes permitem calcular os potenciais impactos ambientais associados às diversas categorias de impacto, sendo que, de um método para o outro, as categorias de impacto incluídas variam. Entre os métodos de avaliação de impacto mais utilizados na ACV estão: *CML*, *Eco-indicador 99*, *EDIP 2003* e *IMPACT 2002+* e *ReCiPe* (PIEKARSKI *et al.*, 2012).

Na fase de interpretação é realizada a análise dos resultados obtidos nas fases de inventário e de avaliação de impactos ambientais com base no objetivo e no escopo previamente definidos, de forma que possam ser obtidas conclusões e estabelecidas recomendações, bem como, apresentadas as limitações encontradas.

A ACV, assim como outras ferramentas de análise de sistemas, é uma simplificação de uma realidade complexa. Deste modo, há várias limitações relacionadas à ACV (MOORA, 2009). Entre as questões-chave relacionadas à ACV estão os limites espaciais, a escala de tempo durante a qual a comparação do ciclo de vida é feita, a escala em que comparação é feita e o nível de detalhe do estudo (DIXON; SIMON; BURKITT, 2003; JOINT RESEARCH CENTRE, 2010).

Os métodos de AICV utilizados nessa pesquisa (*ReCiPe* e *USEtox*), serão apresentados nos próximos tópicos.

4.5.1 Método *ReCiPe*

O método *ReCiPe* é o sucessor dos métodos *Eco-indicador 99* e *CML-IA*. O objetivo no início do desenvolvimento desse método era integrar a "abordagem orientada ao problema" do *CML-IA* e a "abordagem orientada aos danos" do *Eco-indicador 99*. A "abordagem orientada ao problema" define as categorias de impacto de *midpoint* (GOEDKOOP *et al.*, 2009). A incerteza dos resultados neste tipo de abordagem é relativamente baixa. A desvantagem desta

solução é que ela conduz a muitas categorias de impacto diferentes, o que torna o desenho das conclusões a partir dos resultados obtidos complexo. A “abordagem orientada aos danos” do *Eco-indicator99* resulta em apenas três categorias de impacto, o que torna a interpretação dos resultados mais fácil. No entanto, a incerteza dos resultados é maior (PRÉ, 2015). O método *ReCiPe* implementa ambas as estratégias e tem categorias de impacto tanto de *midpoint* (orientadas ao problema) quanto de *endpoint* (orientadas aos danos). Os fatores de caracterização de *midpoint* são multiplicados por fatores de danos, para obter os valores de caracterização de *endpoint*. No nível de *midpoint*, 18 categorias de impacto são abordadas: 1. Depleção de ozônio; 2. Toxicidade humana; 3. Radiação ionizante; 4. Formação de oxidantes fotoquímicos; 5. Formação de matéria particulada; 6. Acidificação Terrestre; 7. Mudanças climáticas; 8. Ecotoxicidade terrestre; 9. Ocupação do solo agrícola; 10. Ocupação do solo urbano; 11. Transformação de terra natural; 12. Ecotoxicidade marinha; 13. Eutrofização marinha; 14. Eutrofização da água doce; 15. Ecotoxicidade de água doce; 16. Depleção de combustíveis fósseis; 17. Depleção de minerais; 18. Depleção da água doce. Estas categorias de impacto *midpoint* já podem ser apresentadas como um resultado da ACV.

No nível de *endpoint*, a maioria destas categorias de impacto de *midpoint* são multiplicados por fatores danosos e agregadas em três categorias de *endpoint*: 1. Saúde humana; 2. Ecossistemas; 3. Custos excedentes de recursos.

As três categorias de *endpoint* são normalizadas, ponderadas, e agregadas em uma única pontuação. A Figura 3 esboça as relações entre os parâmetros do ICV (lado esquerdo), as 18 categorias do *midpoint* (meio) e as 3 categorias de *endpoint*, incluindo a pontuação única (lado direito).

Figura 3 - Representação das relações entre o inventário e as categorias de *midpoint* (mecanismos ambientais) e as categorias de *endpoint*, incluindo a pontuação única (modelo de dano).

Fonte: Adaptado de Pré (2015).

4.5.2 Método USEtox

Em ACV vários métodos, ferramentas de avaliação e modelagem abordam a caracterização dos impactos toxicológicos e ecotoxicológicos das emissões de substâncias químicas (JOINT RESEARCH CENTRE, 2010b; HAUSCHILD; JOLLIET; HUIJBREGTS, 2011). No entanto, as emissões de substâncias químicas tóxicas são muitas vezes não caracterizadas ou caracterizadas de modo insuficiente (WESTH *et al.*, 2015).

Diante desse cenário, em 2003, uma iniciativa do UNEP/SETAC (*United Nations Environmental Program/Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) estabeleceu uma força-tarefa sobre os impactos ambientais de substâncias tóxicas. Esta foi oficialmente lançada em Praga, em 22 de abril de 2004, com o objetivo de fornecer orientações claras para avaliar a toxicidade humana e a toxicidade nos ecossistemas, bem como, as categorias de impacto relacionadas aos efeitos diretos de substâncias na saúde humana e na saúde do ecossistema (WESTH *et al.*, 2015). Essa força-tarefa identificou que os modelos de avaliação de toxicidade existentes abrangiam apenas um número limitado de substâncias e que o alcance, princípios e

resultados da caracterização variavam substancialmente (DREYER; NIEMANN; HAUSCHILD, 2003; PANT *et al.*, 2004). Estas constatações levaram a um processo para o desenvolvimento de um modelo de consenso científico para a caracterização dos impactos toxicológicos e ecotoxicológicos das emissões químicas. O resultado foi o desenvolvimento e a implementação do método *USEtox*, uma combinação de fatores de caracterização, bancos de dados e um modelo para caracterizar a toxicidade humana e a ecotoxicidade das emissões químicas (HAUSCHILD *et al.* 2008; ROSENBAUM *et al.*, 2008).

A pontuação de impacto de toxicidade é calculada multiplicando a massa de uma substância emitida em um dado compartimento pelo fator de caracterização de toxicidade correspondente. Após a multiplicação dos fatores de destino, fatores de exposição e fatores de efeito, os fatores finais de caracterização de toxicidade humana e ecotoxicidade aquática são calculados pela soma dos fatores de caracterização em escala continental e global (ROSENBAUM, *et al.*, 2008).

No método *USEtox* são determinados fatores para impactos cancerígenos, não cancerígenos e impactos totais. De acordo com Huijbregts *et al.*(2010) o fator de caracterização para toxicidade humana é expresso em unidades tóxicas comparativas (CTU), proporcionando a estimativa do aumento da morbidade na população humana total por unidade de massa de um produto químico emitido (casos/kg emitido), assumindo peso igual entre cancerígeno e não cancerígeno devido à falta de conhecimentos mais precisos sobre a questão. O fator de caracterização para a ecotoxicidade aquática também é expresso em CTU e fornece uma estimativa da fração potencialmente afetada (PAF) de espécies ao longo do tempo e volume por unidade de massa de um produto químico emitido (PAF.dia. $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$).

4.5.3 Avaliação do Ciclo de Vida de sistemas de tratamento de esgoto

De acordo com Roeleveld *et al.* (1997), a primeira ACV de uma estação de tratamento de esgoto foi realizada em 1997. Desde então a ACV tem sido aplicada a diversos tipos de sistemas de tratamento de esgoto, centralizados ou descentralizados, em escala piloto ou real, envolvendo ou não as etapas de construção, operação e demolição das estações e estudando os sistemas como um todo ou apenas parte deles.

No entanto, a avaliação não é simples devido, entre outros fatores, à variabilidade espacial e temporal intrínseca ao processo de tratamento de esgoto (NIERO *et al.*, 2014). Tanto os aspectos tecnológicos, como as práticas de gestão adotadas influenciam o desempenho

ambiental de estações de tratamento de esgoto (MACHADO *et al.*, 2006). De acordo com Hospido *et al.* (2012) e Foley *et al.* (2010) o desempenho ambiental das estações de tratamento de esgoto é em grande parte dependente da forma de disposição final dos efluentes e do lodo, embora o desempenho da estação possa ser influenciado pela composição do afluente, tamanho da estação e clima local (LORENZO-TOJA *et al.*, 2016).

Os dados de inventário para estudos de ACV aplicados ao tratamento de esgoto podem ser coletados em: laboratórios ou instalações pilotos, bem como em estações de tratamento de esgoto reais; por meio de estimativas de especialistas; medições; documentos de projetos detalhados; informações providas por fornecedores; bancos de dados de literatura; e bases de dados de ACV (COROMINAS *et al.*, 2013). Entretanto, a maioria dos bancos de dados existentes foi desenvolvida no contexto europeu, e geralmente esses dados têm que ser adaptados, quando aplicados a outras localidades (BONTON *et al.*, 2012). Outro desafio importante se refere ao fato de que vários processos envolvidos no tratamento de esgoto não estão incluídos nas bases de dados existentes.

As fronteiras do sistema adotadas em ACVs aplicadas a sistemas de tratamento de esgoto variam muito, de modo que, há estudos limitados à estação de tratamento de esgoto e outros que abrangem todo o sistema urbano de água, ou seja, a captação de água doce, a produção de água potável, a distribuição e utilização de água potável, a geração de efluentes líquidos e o transporte e tratamento destas águas residuárias (ZANG *et al.*, 2015). Entretanto, grande parte dos estudos inclui apenas a operação da estação, negligenciando as fases de construção e demolição. Contudo, alguns estudos que incluíram a fase de construção, descobriram que esta teve um valor de impacto considerável comparativamente à fase de operação (COROMINAS *et al.*, 2013). Para sistemas de WC convencionais, por exemplo, devido à quantidade de materiais transportados e utilizados para a construção, bem como, ao baixo consumo de energia elétrica durante a operação da ETE, a fase de construção pode representar até 80% dos potenciais impactos ambientais para algumas categorias específicas (DIXON; SIMON; BURKITT, 2003; MACHADO *et al.*, 2006; LOPSIK, 2013; LUTTERBECK *et al.*, 2017). Entretanto, esses resultados são altamente dependentes dos materiais utilizados para a construção e da vida útil considerada para a infraestrutura, de modo que nenhuma generalização é possível.

A ACV tem sido utilizada também na otimização de tecnologias de tratamento específicas, tais como, a ozonização (RODRÍGUEZ *et al.*, 2012). Estudos de ACV relacionados ao desenvolvimento de tecnologias incluíram ainda a produção de biocombustível a partir de

microalgas (ROTHERMEL *et al.*, 2013; ROOSTAEI; ZHANG, 2017) e a remoção e recuperação de nutrientes do sobrenadante da digestão anaeróbia (RODRIGUEZ-GARCIA; ZIMMEERMANN; WEIL, 2014).

4.5.3.1 Métodos de AICV e categorias de impacto utilizados na ACV de sistemas de tratamento de esgoto

Existem diversos métodos de AICV desenvolvidos em diferentes países. O método *CML* foi o mais utilizado em estudos de ACV de sistemas de tratamento de esgoto, devido ao grande número de categorias de impacto de interesse para a área de saneamento que ele abrange (COROMINAS *et al.*, 2013). Entretanto, com o surgimento do método *ReCiPe* (desenvolvido a partir dos métodos *CML 2002* e *Eco-indicator 99*), cada vez mais, esse tem sido o método selecionado nos estudos de ACV de sistemas de tratamento de esgoto mais recentes, por ser considerado mais completo.

O método *ReCiPe* integra e harmoniza a abordagem de ponto médio e ponto final. No nível de ponto médio, 18 categorias de impacto são abordadas: depleção de ozônio; toxicidade humana; radiação ionizante; formação de oxidantes fotoquímicos; formação de matéria particulada; acidificação terrestre; mudanças climáticas; ecotoxicidade terrestre; ocupação do solo agrícola; ocupação do solo urbano; transformação de terra natural; ecotoxicidade marinha; eutrofização marinha; eutrofização da água doce; ecotoxicidade de água doce; depleção de combustíveis fósseis; depleção de minerais; e depleção da água doce (JOINT RESEARCH CENTRE, 2010).

Renou *et al.* (2008) e Hospido *et al.* (2012) investigaram se a escolha de um dos métodos de AICV existentes, poderia influenciar os resultados de ACV. O trabalho realizado por Renou *et al.* (2008) analisou os métodos *CML 2000*, *Eco-indicator99*, *EDIP 96*, *EPS* e *Ecopoints 97* e concluiu que, para categorias de impacto, como o aquecimento global, acidificação, eutrofização e esgotamento de recursos, a escolha de um método de avaliação de impacto não é uma questão crítica, visto que os resultados obtidos foram semelhantes. No entanto, diferenças significativas foram encontradas em relação à categoria de toxicidade humana. Por sua vez, no estudo de Hospido *et al.* (2012) a ACV foi aplicada para a avaliação de quatro configurações de biorreatores de membrana, e três métodos de AICV foram comparados: *CML 2000*, *ReCiPe* e *IMPACT 2002+*. Entre as quatro categorias de impacto avaliadas (eutrofização, acidificação, ecotoxicidade terrestre e de água doce), as principais divergências foram encontradas para o

potencial de eutrofização, devido à diferente importância dada pelos diferentes métodos de avaliação de impacto para as emissões relacionadas ao fósforo. Especificamente, em relação às categorias de impacto de toxicidade e ecotoxicidade o método de AICV *USEtox* tem sido considerado o mais adequado para a avaliação dos potenciais impactos ambientais (HAUSCHILD *et al.*, 2013; WESTH *et al.*, 2015).

No Quadro 1 são apresentados os métodos de avaliação de impacto e as categorias de impacto adotadas em alguns estudos de ACV realizados nos últimos 5 anos, que envolveram a análise de WC. Os métodos de avaliação de impacto mais utilizados foram o *ReCiPe* (4 estudos), seguido pelo CML (3 estudos). As categorias de impacto mais utilizadas nesses estudos foram as relacionadas à acidificação, eutrofização, depleção de ozônio, toxicidade humana e aquecimento global.

Quadro 1 - Métodos de avaliação de impacto e as categorias de impacto adotadas em estudos de ACV relacionados à sistemas de tratamento de esgoto - Continua

Autor	Sistemas estudados	Método de avaliação de impacto	Categorias de Impacto	Etapas analisadas
Lopsik (2013)	Dois sistemas de pequena escala: - WCs; - sistema de lodos ativados com aeração prolongada.	<i>Impact</i> 2002+ e <i>ReCiPe</i>	Toxicidade Humana, Acidificação, Uso da Terra, depleção de ozônio, Uso de Recursos Não-Renováveis, Eutrofização e Ecotoxicidade	Construção e operação
Kalbar; Karmakar; Asolekar (2013)	Quatro ETEs municipais na Índia, com os seguintes sistemas: - lodo ativado; - reator de bateladas sequenciais; - reatores anaeróbicos de fluxo ascendente seguidos de lagoa aeróbica facultativa; - WCs.	CML 2 Baseline 2000	Acidificação, aquecimento global, ecotoxicidade terrestre, eutrofização, ecotoxicidade aquática de água doce, toxicidade humana, ecotoxicidade aquática marinha e depleção de recursos abióticos.	Operação
De Feo; Ferrara (2017)	Dois sistemas de tratamento de esgoto em pequena escala: - um sistema compacto de lodos ativados; - e um sistema de WCs.	IPCC 2007 100 anos, Pegada Ecológica e <i>ReCiPe</i> 2008 H	IPCC 2007 100 anos (com uma categoria de impacto, o aquecimento global com um horizonte de tempo de 100 anos), Pegada Ecológica (com três categorias de impacto) e <i>ReCiPe</i> 2008 H (com 18 categorias de impacto e 17 categorias de danos).	Construção, operação e desativação
Lutterbeck <i>et al.</i> (2017)	Um sistema de tratamento de esgoto localizado em uma propriedade rural constituído por: - uma unidade anaeróbica (reator anaeróbio de fluxo ascendente combinado com um filtro anaeróbio); - quatro WCs com fluxo subterrâneo; - dois fotoreatores.	<i>ReCiPe</i>	mudança climática, depleção de ozônio, toxicidade humana, oxidantes fotoquímicos, formação de material particulado, radiação ionizante, ecotoxicidade terrestre, eutrofização marinha, ecotoxicidade marinha, ocupação de terras agrícolas, ocupação de terra urbana, transformação da terra natural, depleção de metal, depleção fóssil, depleção de água.	Construção e operação

Quadro 1 - Métodos de avaliação de impacto e as categorias de impacto adotadas em estudos de ACV relacionados à sistemas de tratamento de esgoto - Conclusão

Autor	Sistemas estudados	Método de avaliação de impacto	Categorias de Impacto	Etapas analisadas
Corbella; Puigagut; Garfí (2017)	Células de combustível microbianas (CCMs) implantadas em WC. Comparando três cenários: 1) um sistema de WC (sem implementação de CCM); 2) um sistema de WC acoplado com um ânodo de CCM baseado em cascalho; 3) um sistema WC acoplado a um ânodo de CCM baseado em grafite.	CML baseline	Esgotamento abiótico, Depleção abiótica, combustíveis fósseis, aquecimento global, Depleção da camada de ozônio, Acidificação, Eutrofização e Oxidação fotoquímica.	Construção e operação
Garfí; Flores; Ferrer (2017)	Três alternativas para tratamento de esgoto em pequenas comunidades: - sistema de lodos ativados; - WC híbrido; - sistemas de lagoa de algas de alta taxa.	<i>ReCiPe</i>	Depleção de Metal, Depleção Fóssil, Mudanças Climáticas, Depleção de Ozônio, Acidificação, Eutrofização de Água Doce e Eutrofização Marinha.	Construção e operação
Zhao <i>et al.</i> (2017)	3 cenários para analisar WC bioaugéticas: 1) WC sem adição de inóculos; 2) WC com adição de inóculos; 3) esgoto bruto descarregado diretamente no receptor.	CML	Acidificação, eutrofização, ecotoxicidade aquática de água doce, toxicidade humana, depleção de ozônio, oxidação fotoquímica, aquecimento global, depleção abiótica de combustíveis fósseis e depleção abiótica de elementos.	Operação

Existem diversos softwares são utilizados em ACV possibilitando a realização de cálculos AICV, baseados em diferentes métodos. Entretanto, a licença de aquisição de alguns deles possui custos elevados (BUITRAGO; BELALCAZAR, 2013). Em 2006, o software aberto *OpenLCA* começou a ser desenvolvido pela *GreenDelta*, na Alemanha. Este *software* permite a modelagem de sistemas de produto graficamente como cadeias conectadas de processos, comportando diferentes tipos de alocações, expansões de sistema e, até mesmo, cálculos de incertezas, além de possuir diversas opções de visualização dos resultados (DUPMEIER *et al.*, 2013). O fato de ser um software gratuito o torna acessível aos novos grupos que queiram realizar estudos de ACV, comparativamente aos demais *softwares* (CIROTH; SROCKA; HILDENBRAND, 2008). Tudo isso tem feito com que o seu uso tenha se intensificado nos últimos anos, tendo sido aplicado em alguns estudos de ACV relacionados à sistemas de tratamento de esgoto (ONTIVEROS; CAMPANELLA, 2013; KATSIRI, KATSIRI; ANDREADAKIS, 2015; ALEJANDRO, 2015; EL HANANDEH, 2015; LI, JIN, MUNDREE, 2017, MBAYA; DAI; CHEN, 2017).

4.5.3.2 Estudos de ACV de sistemas de tratamento de esgoto realizados no Brasil

Ainda há um amplo horizonte a ser explorado pela ACV de sistemas de tratamento de esgoto no Brasil. No Quadro 2 é apresentada uma descrição de alguns estudos nacionais. As categorias de impacto e as unidades funcionais adotadas variaram de um estudo para o outro, ainda que na maioria deles a UF tenha relação com o volume de efluente tratado. Em quatro deles foi adotado o método *ReCiPe* e três deles utilizaram o método *CML*. Nenhum dos estudos localizados envolveu análises relacionadas à WC com aeração artificial, um dos temas da presente pesquisa. No levantamento bibliográfico realizado entre março de 2014 e novembro de 2017 foram utilizadas as bases de dados *Scielo*, *Scopus*, *Web of Science* e *Google Acadêmico*, buscando artigos publicados nos últimos cinco anos. Os seguintes descritores (em português e inglês) foram mesclados na busca: ACV, esgoto, águas residuárias, efluentes, avaliação do ciclo de vida, análise do ciclo de vida, Brasil, aeração, *wetland(s)*.

Quadro 2- Descrição de alguns estudos nacionais de ACV de Sistemas de Tratamento de esgoto- Continua

Autor (ano)	Sistemas estudados	Categorias de impacto	Métodos de AICV	UF
Costa (2012)	Aproveitamento energético do biogás produzido na Estação de Tratamento de Efluentes de Suzano, utilizando a tecnologia de Célula a Combustível de Óxido Sólido (SOFC)	Potencial de aquecimento global	CML 2001	Quantidade de energia gerada (MJ) por volume de afluente diário ($\text{MJ.m}^3.\text{dia}^{-1}$)
Lopes (2014)	ETE composta por reator anaeróbico de fluxo ascendente (UASB), seguido de WCs e desinfecção (com hipoclorito de sódio), para as fases de construção e operação.	Depleção Abiótica; Aquecimento Global; Acidificação; Eutrofização	CML 2000	m^3 de esgoto final tratado durante 20 anos
Tourinho (2014)	Lodos ativados convencional; reator UASB; reator UASB + lodos ativados	Mudanças Climáticas; Redução da Camada de Ozônio; Acidificação Terrestre; Eutrofização na Água Doce; Eutrofização Marinha; Toxicidade Humana; Formação de Oxidantes Fotoquímicos; Formação de Material Particulado; Ecotoxicidade Terrestre; Ecotoxicidade da Água Doce; Ecotoxicidade Marinha; Radiação Ionizante; Ocupação de Terra Agrícola; Ocupação de Solo Urbano; Transformação de Área Natural; Depleção Hídrica; Depleção de Recursos Minerais; e Depleção de Combustíveis Fósseis.	ReCiPe (2008)	1.000 m^3 de esgoto tratado
Gutierrez (2014)	Lagoa facultativa; Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa; Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação; UASB; UASB + sistema de alagados construídos; UASB+ filtro biológico percolador; UASB + lodos ativados convencional; Estação de tratamento de esgoto por lodos ativados convencional.	Mudanças climáticas; Depleção da camada de ozônio; Acidificação terrestre; Eutrofização de água doce; Toxicidade humana; Formação de oxidantes fotoquímicos; Ecotoxicidade terrestre; Ecotoxicidade aquática;	ReCiPe (2008)	m^3 de esgoto tratado
Alves (2016)	Sistema de WCFV para o tratamento de esgoto doméstico	Mudanças climáticas, eutrofização de água doce, toxicidade humana, ecotoxicidade de água doce e ecotoxicidade marinha	ReCiPe (fase construtiva) CML (fase operacional)	m^3 de esgoto tratado

Quadro 2 - Descrição de alguns estudos nacionais de ACV de Sistemas de Tratamento de esgoto - Conclusão

Autor (ano)	Sistemas estudados	Categorias de impacto	Métodos de AICV	UF
Braun; Zanghelini; Soares (2016)	Reator em bateladas sequenciais com grânulos aeróbios	Aquecimento global, acidificação, depleção da camada de ozônio, eutrofização e demanda acumulada de energia	CML 2000	1 m ³ de esgoto tratado
Lutterbeck, <i>et al.</i> (2017)	Sistema composto sequencialmente por uma unidade anaeróbia (reator UASB combinado com filtro anaeróbio), quatro WCFSS e dois fotorreatores.	Mudanças climáticas, depleção de ozônio, toxicidade humana, oxidantes fotoquímicos, formação de partículas, radiação ionizante, ecossistema de mudanças climáticas, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade de água doce, eutrofização marinha, ecotoxicidade marinha, ocupação de terras agrícolas, ocupação de terra urbana, transformação de terra natural, depleção de metais, depleção fóssil, depleção de água.	ReCiPe	Não foi informada a UF, apenas o menciona que o período funcional foi estimado em 10 anos.

4.5.3.3 O lodo como coproduto em estudos de ACV

O tratamento de esgoto requer grandes quantidades de energia e materiais para atender aos padrões de lançamento. E, a tendência é de que esse consumo de recursos seja cada vez maior devido ao crescimento populacional observado em muitas regiões, ao desenvolvimento econômico, ao envelhecimento da infraestrutura de saneamento e ao surgimento de regulamentações cada vez mais severas. Entretanto, as águas residuárias contêm recursos, tais como, a água e os nutrientes, que podem ser recuperados para utilizações secundárias (GUEST *et al.*, 2009).

Se os nutrientes presentes no esgoto forem devolvidos para a agricultura, a demanda por fertilizante mineral é reduzida, e os potenciais impactos ambientais relacionados à produção e utilização de adubos minerais podem ser evitados (LUNDIN; BENGTSSON; MOLANDER, 2000). Assim, a reciclagem de nutrientes, não só alivia o esgotamento de recursos, mas também conserva indiretamente a energia e a água, que seriam usadas para produzir os fertilizantes tradicionais (MCCARTY; BAE; KIM, 2011). De acordo com Maurer, Schwegler e Larsen (2003) a recuperação de nutrientes do esgoto é energeticamente mais eficiente do que a remoção e nova produção a partir de recursos naturais. Os nutrientes podem ser recuperados a partir de fontes de esgoto bruto, correntes de águas residuais tratadas, e de subprodutos, tais como, o lodo. O lodo de esgoto é uma valiosa fonte de matéria orgânica e macronutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio (CAI; PARK; LI, 2013; LOBANOV; MAVINIC; KOCH, 2014; PUCHONGKAWARIN *et al.*, 2015).

Assim, o lodo tem deixado de ser visto como um resíduo, para ser visto como uma fonte de produtos de valor agregado (como, por exemplo, fertilizantes. Consequentemente, as estações de tratamento de esgoto tornam-se sistemas multifuncionais que produzem dois coprodutos que podem receber uma segunda vida: o lodo e o efluente tratado (PRADEL *et al.*, 2018).

A ACV é frequentemente realizada para avaliar os potenciais impactos ambientais dos sistemas de gerenciamento de lodo (JOHANSSON *et al.*, 2008; LEDERER; RECHBERGER, 2010; MILLS *et al.*, 2014; REMY, 2015). Nesses estudos de ACV, o lodo geralmente é modelado como resíduo.

De acordo com Pradel *et al.* (2016) em ACVs onde o lodo é analisado como um produto, os processos de tratamento de esgoto à montante da unidade de remoção do lodo também devem ser considerados, de modo que, os limites dos sistemas não tornam-se desiguais quando esta fonte de nutrientes é comparada com a fabricação de produtos de origem fóssil, como os

fertilizantes químicos. Sendo necessário também estabelecer fatores de alocação para distribuir as potenciais cargas ambientais do tratamento de esgoto entre o lodo e o efluente tratado para cada processo da ETE. Desta forma, seria possível avaliar a viabilidade ambiental da recuperação do lodo como uma fonte de nutrientes alternativa em comparação com outras fontes.

4.5.3.4 Estabelecimento de fatores de alocação

Os sistemas ou processos estudados por meio da ACV podem ser multifuncionais, ou seja, podem ter várias funções ou produtos gerados não ficando claro para qual produto ou função o impacto ambiental deve ser alocado.

Segundo Pradel *et al.* (2016), existem três formas principais de lidar com a multifuncionalidade na ACV:

- i. Subdividir os processos multifuncionais em processos de unidade de operação única;
- ii. Expandir os limites do sistema e incluir partes afetadas de outros ciclos de vida no sistema tecnológico em estudo;
- iii. Alocar (particionar) os impactos ambientais entre os produtos.

A norma ISO 14.044 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009b) indica que onde a alocação não pode ser evitada, as entradas e saídas do sistema devem ser particionadas entre seus diferentes produtos ou funções de uma maneira que reflita as relações subjacentes a estes. Na prática, os encargos ambientais são divididos pela identificação das frações relevantes de “entradas” (matéria e energia) e “saídas” (emissões e resíduos) que devem ser alocadas para cada um dos coprodutos (WEIDEMA, 2017). Essas frações são chamadas de fatores de alocação (CHEN *et al.*, 2010; SUH *et al.*, 2010). Os fatores de alocação são definidos por critérios quantitativos que geralmente são baseados em quantidades relativas de cada produto. Tais quantidades são usualmente medidas em unidades de massa, energia ou valor monetário (SUH *et al.*, 2010; MORAIS; MARTINS; MATA, 2010).

Entretanto, escolher critérios apropriados para a alocação é algo controverso, porque não existe um consenso sobre quais são os mais adequados (CURRAN, 2007a, b; JOINT RESEARCH CENTRE, 2010b). Conforme ilustrado por HANES *et al.* (2015), a alocação em massa funciona bem em processos de fabricação, mas não pode ser aplicada a produtos energéticos, como a eletricidade; a alocação energética não é intuitiva para produtos não comumente quantificados de acordo com o conteúdo energético; e a alocação econômica é

problemática para produtos que são tipicamente tratados como resíduos e para produtos com preços voláteis.

Segundo Pradel et al. (2018) os fatores de alocação tradicionais não são adequados para a avaliação de sistemas de tratamento de esgoto, porque não refletem a função do sistema ou o seu potencial para aumentar a eficiência da produção de lodo. Algumas considerações em relação aos fatores de alocação para sistemas de tratamento de esgoto serão apresentadas no próximo tópico.

4.5.3.4.1 Alocação aplicada a sistemas de tratamento de esgoto

Segundo Pradel et al. (2016) para o tratamento de esgoto, não é relevante basear os fatores de alocação em medidas de energia ou fatores econômicos. Como o efluente tratado não tem conteúdo energético, a alocação energética resultaria em uma alocação nula, enquanto a alocação econômica só funcionaria quando tanto o lodo quanto o efluente tratado tivessem um valor de mercado. A alocação por massa, por sua vez, favoreceria o efluente tratado sobre o lodo, porque quase toda a massa tratada é água. Portanto, a alocação por massa também não é apropriada para o tratamento de esgoto.

Kim e Overcash (2000) destacaram que a definição do processo unitário influencia fortemente os fatores de alocação resultantes. O processo unitário pode ser definido a partir do maior processo (ou seja, todo o sistema de fabricação) – consistindo em uma abordagem “macroscópica”. Ou, a partir do menor processo – consistindo em uma abordagem “microscópica”. Na abordagem macroscópica, o processo não é subdividido; assim, um único fator de alocação é aplicado a todos os subprocessos, independentemente da sua função.

No entanto, segundo Pradel et al. (2018) não é viável usar nenhuma dessas abordagens para determinar um fator de alocação para a produção de lodo. A abordagem macroscópica requer alocação por massa, energia ou econômica, nenhuma das quais, como mencionado anteriormente, é apropriada. A abordagem microscópica, em contraste, modela cada unidade de engenharia operacional, tornando difícil e demorado determinar um fator de alocação para cada unidade com base em relações causais. Uma abordagem intermediária é a “quase-microscópica ou mesoscópica” (KIM; OVERCASH, 2000). Essa abordagem divide um processo em subprocessos para identificar relações físicas subjacentes (ou seja, parâmetros relacionados a processos e produtos) com mais facilidade.

O uso da abordagem mesoscópica para determinar um fator de alocação é mais adequado para a produção de lodo porque o tratamento de esgoto é facilmente subdividido em subprocessos, cada um dos quais produz lodo. Estes subprocessos podem ser a remoção de carbono (C), nitrogênio (N) e fósforo, por exemplo (PRADEL *et al.*, 2018).

4.6 AVALIAÇÃO DO CUSTO DO CICLO DE VIDA (ACCV)

A ACCV permite a contabilização dos custos totais de um sistema (ou produto) em análise, desde a sua concepção até o fim da vida útil, ou seja, ao longo de todo o seu ciclo de vida. Incluindo, assim, custos como o de aquisição, construção, operação, manutenção, substituição, disposição final de resíduos, desativação, entre outros (RAWAL; DUGGAL, 2016). Além de permitir uma avaliação de custo em um espectro mais abrangente, a ACCV é muitas vezes considerada como um componente necessário (embora não o suficiente) de tomada de decisão ambiental, pois leva em consideração fatores como custos de energia, de demolição e de revenda, os quais tipicamente estão fora do limite dos sistemas contábeis tradicionais (LU, 2014).

A ACCV pode ser aplicada, por exemplo, para o planejamento de longo prazo, controle de projetos em andamento, comparação de projetos concorrentes, comparação de estratégias de logística, determinação dos custos dominantes, previsão de necessidades futuras, seleção de uma estratégia de aquisição mais viável e avaliação de novas tecnologias. Portanto, a ACCV é uma ferramenta de decisão.

Os passos básicos envolvidos na ACCV são: determinação do objetivo e escopo da análise, escolha da metodologia a ser utilizada, obtenção de todos os dados essenciais (inventário), adequação dos dados e cálculo dos potenciais custos do ciclo de vida, e interpretação dos resultados da análise (BHOYE; SANER; AHER, 2016). Para o cálculo do Custo do Ciclo de Vida (CCV) é necessário estimar a vida útil da unidade objeto de estudo e da totalidade do sistema onde ela se insere. Sendo que, a vida útil da unidade não é necessariamente a mesma que a vida útil do sistema. Um sistema de tratamento de esgoto pode conter estruturas e equipamentos elétricos e mecânicos que possuem uma vida útil menor que a vida útil estimada para o sistema completo, e que, portanto, terão que ser substituídos.

A elaboração do inventário, por sua vez, requer um levantamento detalhado das propriedades, especificações e custos incorridos para cada um dos materiais, energia e serviços utilizados durante toda a vida útil da unidade. E, como os custos incorridos ao longo do ciclo

de vida da unidade em estudo podem estar distribuídos ao longo de décadas, estes devem ser convertidos para o valor presente (VP) nos cálculos de CCV (MATERN, 2015). Isto significa que todos os valores a serem pagos no futuro são recalculados para o valor equivalente para o tempo presente (NILSSON; BERTLING, 2007).

Apesar da abrangência dos estudos de CCV, a ACCV apresenta algumas limitações, tais como, a falta de diretrizes formais para a aplicação em algumas áreas e a carência de dados confiáveis disponíveis. Além disso, a ACCV envolve etapas que demandam muito tempo e informações (JIRAN *et al.*, 2014). Korpi e Ala-Risku (2008) ao fazer uma revisão sobre estudos de caso com a aplicação de ACCV notaram que, apenas 3 dos 55 estudos de caso analisados incluíram todos os potenciais custos de todas as etapas envolvidas ao longo do ciclo de vida dos produtos analisados.

Contudo, apesar das limitações existentes, a ACCV tem sido aplicada em estudos de sistemas de tratamento de esgoto (CURRAN, 2011; JIRAN *et al.* 2014; KOUL; JOHN, 2015; RAWAL; DUGGAL, 2016; BHOYE; SANER; AHER, 2016; MCNAMARA, 2018), conforme será evidenciado no próximo tópico.

4.6.1 Avaliação do Custo do Ciclo de Vida de sistemas de tratamento de esgoto

No campo do tratamento de esgoto, a análise de custos é uma ferramenta útil para selecionar a opção mais apropriada entre um conjunto de alternativas tecnológicas, além de fornecer informações que permitem racionalizar o processo de tomada de decisão (MOLINOS-SENANTE; HERNÁNDEZ-SANCHO; SALA-GARRIDO, 2012). Contudo, sem uma análise dos custos envolvidos ao longo de todo o ciclo de vida do sistema, pode ser difícil demonstrar, por exemplo, que as economias operacionais são suficientes para justificar os custos iniciais de investimento.

Sem uma estimativa de CCV adequada, as aquisições aparentemente de baixo custo no presente podem levar a maiores custos mais tarde. Práticas visando à redução de custos em curto prazo sem uma visão de ciclo de vida (como o uso de materiais mais baratos e de reduzida qualidade, ou a contratação de mão de obra barata e não qualificada), podem levar, por exemplo, a custos operacionais muito mais altos, custos de reparo e reposição maiores, e maior consumo de energia elétrica, devido, por exemplo, a necessidade de maiores tempos de tratamento (LU, 2014).

Entre os estudos de ACCV de sistemas de tratamento de esgoto realizados, muitos tiveram um enfoque comparativo (KOUL; JOHN, 2015). Nesse contexto, há trabalhos publicados com foco na comparação entre sistemas de tratamento de esgoto, como reatores UASB, sistemas de lodos ativados, filtros biológicos, reatores sequenciais em batelada (SBR) e reatores de leito móvel com biofilme (MBBR) (KOUL; JOHN, 2015; RAWAL; DUGGAL, 2016; BHOYE; SANER; AHER, 2016). Theregowda *et al.* (2013) tiveram como foco a comparação de sistemas de tratamentos terciários visando à reutilização da água em sistemas de refrigeração de usinas termoeletricas.

Muitos estudos abordaram conjuntamente a ACV e o ACCV (REBITZER; HUNKELER; JOLLIET, 2003; LIM; PARK; PARK, 2008; GLICK; GUGGEMOS, 2013; PRETEL *et al.*, 2015; DIAZ-ELSAYED *et al.*, 2017). Há também trabalhos de análise econômica de sistemas de tratamento com membranas (PRETEL *et al.*, 2015; LINARES *et al.*, 2016). Alguns autores correlacionaram o desempenho econômico dos sistemas de tratamento com a capacidade de remover nitrogênio total (NT), de modo a descobrir quais as alternativas apresentavam o menor custo potencial por kg de NT removido (WOOD *et al.*, 2015; DIAZ-ELSAYED *et al.*, 2017). Outro estudo teve como foco analisar como a escolha de uma dada tecnologia descentralizada para o tratamento de esgoto de uma localidade, permitiria reduzir os custos potenciais com as estruturas necessárias para o transporte do esgoto até uma estação centralizada localizada à 10,4 km de distância (GLICK; GUGGEMOS, 2013).

Ao realizar uma busca nas bases de dados “*Web of Science*” e *Scopus* entre março e novembro de 2017 alternando os descritores “*life cycle cost*”, “*life cycle costing*”, “*wetland(s)*” e “*constructed wetland(s)*”, a maioria dos artigos localizados tiveram como foco a análise econômica de WC aplicados para o controle da qualidade das águas decorrentes do escoamento superficial urbano (MONTALTO *et al.*, 2007; REYNOLDS *et al.*, 2012; ZHILIANG, 2012; MONTASERI, AFSHAR, BOZORG-HADDAD, 2015; XU *et al.*, 2017).

Em relação aos estudos de ACCV incluindo WC aplicados ao tratamento de esgoto McNamara *et al.* (2017) realizaram a avaliação de diversos sistemas de tratamento de esgoto (dentre os quais estavam, Lodos ativados, reatores SBR, Contatores biológicos rotativos (RBC), reatores MBBR e WCs). E, nesse estudo, os WCs mostraram-se a opção mais econômica em localidades onde a disponibilidade de áreas para implantação não é restrita. Os autores encontraram também que a contribuição percentual dos gastos com mão de obra para os custos operacionais aumenta à medida que o tamanho das plantas é reduzido. Brown (2016) realizou uma ACCV para comparar os custos totais do ciclo de vida de sistemas de tratamento de esgoto

objetivando a remoção de nutrientes. Nesse estudo, o uso de WCs foi comparado com a realização de melhorias na infraestrutura de diversos sistemas de tratamento de esgoto municipais (infraestrutura cinza), tais como, a inclusão de unidades para possibilitar a remoção biológica de nutrientes e o uso de reagentes químicos para a remoção de fósforo. Além disso, foi analisado se a inclusão dos serviços ecossistêmicos gerados pelos WCs reduziria significativamente os custos do seu ciclo de vida. Os resultados deste estudo mostraram que os sistemas de WCs são mais rentáveis do que os demais sistemas analisados para a redução de nutrientes quando os serviços ecossistêmicos são incluídos na análise. Contudo, em nenhum desses estudos de ACCV de sistemas de tratamento de esgoto, WCs com aeração forçada foram analisados ou comparados com configurações de WCs mais convencionais, sendo este um dos objetivos do presente trabalho.

5 METODOLOGIA

A metodologia foi dividida em três partes principais:

- i. Metodologia para a ACV dos sistemas de tratamento de esgoto e cenários estudados;
- ii. Metodologia para alocação das potenciais cargas ambientais do efluente e lodo do tanque séptico;
- iii. Metodologia para a ACCV dos sistemas de tratamento de esgoto e cenários estudados.

As considerações em relação à metodologia utilizada para a realização da ACV dos sistemas de tratamento de esgoto e cenários estudados será apresentada no próximo tópico.

5.1 METODOLOGIA PARA A REALIZAÇÃO DA ACV DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO E CENÁRIOS ESTUDADOS

Um resumo dos principais levantamentos (inventários) e análises (AICV) realizados para a condução da ACV dos sistemas de tratamento de esgoto e cenários estudados está apresentado no Quadro 3 (onde o vermelho representa elementos relacionados à etapa de construção; o roxo representa elementos referentes às perdas de materiais de construção; o azul representa elementos relacionados à etapa de operação; o verde representa elementos relacionados à etapa de desativação e o laranja representa elementos relacionados à comparação das três etapas – construção, operação e desativação). Os Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV, e o Cenário 1 – Construção mencionados no referido quadro serão apresentados com maiores detalhes nos próximos tópicos.

Quadro 3 - Tópicos abordados em relação aos resultados de ICV e AICV.

INVENTÁRIOS	
Sistema TS+WCFV+WCFH	
	Inventário da etapa de construção;
	Perdas de materiais de construção;
	Inventário da etapa de operação;
	Inventário da etapa de desativação;
	Sistema TS+WCFL+DS+WCFV
	Inventário da etapa de construção;
	Inventário da etapa de operação;
	Inventário da etapa de desativação;
	Cenário 1 - Materiais
	Inventário da etapa de construção;
	Inventário da etapa de desativação;
AValiação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV)	
Sistema TS+WCFV+WCFH	
	Comparação dos resultados de AICV para as etapas de construção, operação e desativação;
	Resultados de AICV da etapa de construção;
	AICV das perdas de materiais de construção;
	Resultados de AICV da etapa de operação;
Sistema TS+WCFL+DS+WCFV	
	Comparação dos resultados de AICV para as etapas de construção, operação e desativação;
	Resultados de AICV da etapa de construção;
	Resultados de AICV da etapa de operação;
Cenário 1 – Materiais	
	Resultados de AICV encontrados para o Cenário 1 – Materiais;
	Comparação dos resultados dos Sistema TS+WCFV+WCFH com os resultados do Cenário 1 – Materiais.

5.1.1 Descrição dos sistemas de tratamento de esgoto estudados

Os experimentos estudados foram instalados no Centro Tecnológico de Hidráulica - CTH, localizado na Cidade Universitária da Universidade de São Paulo, em São Paulo, SP. O esgoto bruto utilizado nos experimentos é proveniente do alojamento de alunos (Conjunto Residencial da USP - CRUSP) e do Restaurante Central, ambos localizados na cidade Universitária.

Nos experimentos, antes de serem conduzidos para os WC, os efluentes passam por um tanque séptico pré-moldado (tratamento primário). Um dos sistemas estudados (Sistema TS+WCFV+WCFH), além do tanque séptico é composto por um WC com fluxo subsuperficial vertical seguido por um WC com fluxo subsuperficial horizontal (tratamento secundário, vide Figura 4). Esse sistema piloto foi projetado para tratar uma vazão de esgotos de 640 l.dia⁻¹(o

que equivale à vazão de esgotos de uma habitação de 4 pessoas). Os WC desse sistema foram construídos em alvenaria com tijolo cerâmico.

Figura 4 - Representação esquemática simplificada (sem escala) do Sistema TS+WCFV+WCFH.

Fonte: Juliana Dalia Resende, 2018.

O outro sistema (Sistema TS+WCFL+DS+WCFV) é constituído por um tanque séptico (tratamento primário), seguido por um WC de fluxo livre com aeração forçada, um decantador secundário e um WC de fluxo subsuperficial vertical (tratamento secundário, vide Figura 5). Os WC do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV foram fabricados em fibra de vidro. Esse sistema foi projetado para tratar uma vazão de esgotos equivalente a uma população de 10 pessoas, possuindo vazão média de tratamento de 1.500 l.dia^{-1} . Trata-se de um sistema piloto, sendo que devido ao fato de possuir uma maior necessidade de equipamentos e estruturas, e, conseqüentemente, possuir uma maior complexidade operacional comparativamente aos WC convencionais, prevê-se que esse tipo de sistema seja aplicado para atender populações maiores, possibilitando um gerenciamento adequado destes.

Figura 5 - Representação esquemática simplificada (sem escala) do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

Fonte: Adaptado de Andrade (2017).

A metodologia utilizada para a condução da ACV será apresentada no próximo tópico.

5.1.2 Escopo e objetivo da ACV dos sistemas de tratamento de esgoto

A ACV foi realizada com o objetivo de avaliar o desempenho ambiental do ciclo de vida dos Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV, identificando os pontos críticos, passíveis de melhorias. Foi avaliado também um cenário (intitulado Cenário 1 – Materiais) considerando que o Sistema TS+WCFV+WCFH foi construído em fibra de vidro, ao invés de alvenaria de tijolos cerâmicos, de modo a identificar como a seleção de um material de construção distinto pode afetar o desempenho ambiental do sistema. A metodologia utilizada para a ACV dos sistemas de tratamento de esgoto teve como base as normas NBR ISO 14.040 e ISO 14.044 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2009a, b). O método *ReCiPe midpoint (H)* foi utilizado para avaliação dos potenciais impactos ambientais relativos à maioria das categorias de impacto ambiental avaliadas, entretanto, para as categorias de Ecotoxicidade e Toxicidade Humana, foi utilizado o método *USEtox*. A modelagem do sistema e os cálculos relativos aos potenciais impactos ambientais foram realizados utilizando o software *OpenLCA* (versão 1.63). Nos itens a seguir é apresentado um detalhamento do escopo do estudo.

5.1.2.1 Fronteiras dos sistemas

Foram estudadas as etapas de construção, operação e desativação dos Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV e para o Cenário 1- Materiais, apenas as etapas de construção e desativação foram consideradas, tendo em vista que a etapa de operação é idêntica à do Sistema TS+WCFV+WCFH. O estudo buscou envolver todos os elementos desde a entrada do esgoto nos tanques sépticos até o lançamento do efluente tratado. A Figura 6 apresenta uma representação das fronteiras adotadas na ACV dos Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV.

Figura 6 - Fronteiras adotadas na ACV dos Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV

Fonte: Juliana Dalia Resende, 2018.

5.1.2.2 Unidade funcional (UF)

Segundo Knowles *et al.* (2011) as previsões da vida útil de sistemas de WC quando estes começaram a ser implantados eram da ordem de 50-100 anos, entretanto, essa estimativa tem sido reduzida ao longo dos anos. Diferentes valores para a vida útil de sistemas envolvendo WC foram considerados na literatura: 50 anos (FUCHS; MIHELICIC. GIERKE, 2011), 30 anos (WU *et al.*, 2011), 20 anos (SHUTES, 2001; MACHADO *et al.*, 2006; LIU *et al.*, 2012; MBURU *et al.*, 2013; LOPES, 2014), 15 anos (LOPSIK, 2013) e 10 anos (WALLACE; KNIGHT, 2006). Considerando que não há um consenso em relação ao tempo de vida útil desses sistemas (visto que este é influenciado por uma série de fatores - vide tópico 2.1), e que calculando a média aritmética dos valores apresentados nesses nove trabalhos, se obtém um valor de aproximadamente 23 anos, e considerando que na maioria dos estudos encontrados foi adotado um valor de vida útil de 20 anos, esse foi o valor adotado nesse estudo. Diversos estudos de ACV de sistemas de tratamento de esgoto utilizaram como UF um determinado volume de águas residuais tratadas (MAHGOUB *et al.*, 2010; PASQUALINO; MENESES; CASTELLS, 2011; HOSPIDO *et al.*, 2012; DIMURO *et al.*, 2014). Considerou-se que tal adoção também seria adequada para as análises desse capítulo, visto que os sistemas analisados têm como objetivo o tratamento de uma vazão de esgoto proveniente de uma mesma fonte. Assim, a UF adotada nesse estudo foi 1 metro cúbico de esgoto a ser tratado durante 20 anos.

5.1.2.3 Fontes dos dados de inventário

As fontes de dados utilizadas para esse estudo serão apresentadas nos próximos tópicos de acordo com a fase analisada (construção, operação ou desativação).

5.1.2.3.1 Fase de construção

As informações relativas à construção dos sistemas foram obtidas por meio de entrevistas informais; teses e dissertações de pessoas que participaram da construção ou que realizaram modificações estruturais nos sistemas estudados (SILVA; BUENO, 2015; MENDONÇA, 2016; ANDRADE, 2017); medições em campo para obter as dimensões das estruturas e materiais utilizados; revisão bibliográfica; consulta à catálogos ou sites de fornecedores; e cálculos para estimar a quantidade de material utilizada. O Quadro 4 traz um resumo da metodologia utilizada para a quantificação dos materiais utilizados no Sistema TS+WCFV+WCFH.

Quadro 4 - Resumo da metodologia utilizada para a quantificação dos materiais utilizados no Sistema TS+WCFV+WCFH.

Material	Aplicação	Metodologia de quantificação
Tanque séptico	Tratamento primário	O dimensionamento do tanque séptico foi realizado por Mendonça (2016) com base na norma NBR 7.229 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1993), chegando-se a um volume útil necessário (para o atendimento da vazão média) de 1.900 litros, tendo sido considerada nesse estudo a aquisição de um tanque séptico com volume útil de 2.000 litros.
Cimento Portland Cal hidratada Areia média Água	Composição da argamassa de assentamento e revestimento	Nos cálculos foi considerado um traço em volume de 1:2:8 (cimento: cal: areia). Para a estimativa da quantidade de argamassa de assentamento, foi considerado 1 cm de juntas entre os tijolos. Para a argamassa de revestimento foi considerada uma espessura de 0,02 m, conforme os cálculos apresentados no APÊNDICE A.
Tijolo maciço comum Tijolo vazado (21 furos)	Construção da estrutura de alvenaria	A quantidade de tijolos necessárias foi obtida com base nas dimensões dos tijolos e das estruturas a serem construídas, considerando 1 cm de juntas entre os tijolos, vide cálculos do APÊNDICE A.
Barras de aço corrugado	Amarração da alvenaria	Quantidade informada na nota fiscal de compra do material
Brita n.1 Brita n. 2	Meio filtrante	Foi estimada com base nas dimensões do WC e nas informações fornecidas por Mendonça (2016) em relação a forma de distribuição e as medidas de cada camada de brita n.1 e n.2 (vide APÊNDICES B e C)
PVC	Tubos e conexões do sistema	Foi obtida com base na soma das quantidades informadas por Mendonça (2016) para cada tipo de tubos e conexões.
Mangueira flexível transparente de silicone, diâmetro nominal (DN) 40 mm	Descarte do efluente final	O tamanho da mangueira utilizada foi medido em campo.

O Quadro 5 traz um resumo da metodologia utilizada para a quantificação dos materiais utilizados no Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

Quadro 5 - Resumo da metodologia utilizada para a quantificação dos materiais utilizados no Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

Material	Aplicação	Metodologia de quantificação
Tanque séptico	Tratamento primário	O dimensionamento do tanque séptico foi realizado com base na norma NBR 7.229 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1993), chegando-se a um volume útil necessário (para o atendimento da vazão média) de aproximadamente 3.000 litros, assim, esse valor foi considerado nos cálculos.
Brita n 2 Areia grossa	Meio filtrante	Quantidade informada por Andrade (2017)
PVC (tubos + conexões)	Tubos e conexões do sistema	Quantidade obtida com base em medições em campo realizadas durante a construção do sistema.
Tanques de fibra de vidro (WC e decantador secundário)	Tratamento secundário	As informações referentes as dimensões dos tanques e a densidade do material foram fornecidas pelo fabricante.
Mangueira de Polietileno De Alta Densidade (PEAD)	Transporte do esgoto	O tamanho das mangueiras utilizadas foi medido em campo.
Mangueira de silicone Mangueira de borracha	Aeração do WC	O tamanho das mangueiras utilizadas foi medido em campo.

O Quadro 6 traz um resumo da metodologia utilizada para a quantificação dos materiais utilizados no Cenário 1 - Materiais.

Quadro 6 - Resumo da metodologia utilizada para a quantificação dos materiais utilizados no Cenário 1 - Materiais.

Material	Aplicação	Metodologia de quantificação
Tanque séptico	Tratamento primário	Vide metodologia apresentada para o Sistema TS+WCFV+WCFH
Brita n.1 Brita n. 2	Meio filtrante	Vide metodologia apresentada para o Sistema TS+WCFV+WCFH
PVC	Tubos e conexões do sistema	Vide metodologia apresentada para o Sistema TS+WCFV+WCFH
Mangueira flexível transparente de silicone, DN 40 mm	Descarte do efluente final	Vide metodologia apresentada para o Sistema TS+WCFV+WCFH
Tanques de fibra de vidro (WC)	Tratamento secundário	Foram consideradas as mesmas dimensões do Sistema TS+WCFV+WCFH, e adotada uma espessura de 0,5 cm (mesma espessura dos tanques utilizados no Sistema TS+WCFL+DS+WCFV). A densidade do material considerada foi a mesma informada pelo fabricante dos tanques de fibra de vidro do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV (1.000 kg.m ⁻³)

Os dados de processos background (referentes à produção de materiais de construção e insumos) foram provenientes da base de dados *Ecoinvent* versão 3.3. O modelo de sistema do *Ecoinvent* 3.3 utilizado foi o de Alocação no Ponto de Substituição (APOS), que segue uma ordem atributiva em que os encargos são atribuídos proporcionalmente a processos específicos.

Kellenberger *et al.* (2007) apresenta critérios e considerações a respeito de alguns processos produtivos de materiais de construção disponíveis na base de dados *Ecoinvent*. Trazendo assim, informações acerca dos processos produtivos de determinados materiais utilizados na construção dos sistemas aqui estudados, tais como, brita, areia, cimento, tijolo e cal. Esses processos produtivos foram comparados com os apresentados em trabalhos nacionais de ACV para a brita (ROSSI, 2013), tijolo (SOARES; PEREIRA, 2004; BECKER JÚNIOR *et al.*, 2013; ARAÚJO; BRITO, 2015), cimento (PAULA, 2016) e cal (MONTEIRO, 2008; CARPIO *et al.*, 2013), de modo a verificar quais dentre as variações de processos produtivos apresentadas no *Ecoinvent* se aproximavam mais das características dos produtos e processos nacionais.

Constatou-se que, nos inventários referentes à areia presentes no *Ecoinvent* há dois tipos principais de processos produtivos. Em um deles, o cascalho redondo e a areia são co-produzidos no mesmo processo. No Brasil, esse tipo de areia é conhecida como areia artificial, areia industrial ou areia britada. O outro trata-se da areia de sílica, que é uma areia especial com alta porcentagem de quartzo (mais de 85%), não se enquadrando, portanto, às necessidades do presente estudo. Segundo Lima e Neves (2013), no Brasil, as duas principais fontes de extração de areia são os leitos de rio (extração por dragagem) e as várzeas (extração em cavas). Assim, considerou-se que seria mais adequado realizar um inventário para areia com base em trabalhos de ACV nacionais realizados por Souza (2012), Castro *et al.* (2015) e Moraga (2017), o qual é apresentado no Quadro 7. Apesar do processo produtivo da areia resultar em produtos com diferentes classes granulométricas, sendo dessa forma um processo multifuncional, de maneira a evitar alocação, não foram adotadas classes granulométricas diferentes nessa pesquisa. Assim, o impacto de 1 kg de areia foi considerado como sendo igual para areia fina, média ou grossa.

Quadro 7 - Inventário da areia nacional obtida a partir da areia extraída por dragagem

EXTRAÇÃO - 1 kg de areia				
Processo (Ecoinvent)	Localização	Quantidade	Unidade	Comentários
Diesel, burned in building machine	GLO	478E-2	MJ	Combustível consumido pelas dragas.
Market for industrial machine, heavy, unspecified	GLO	4,33E-05	kg	
Market for lubricating oil, at plant	GLO	1,46E-05	kg	
Transport, lorry 3.5-7.5t, EURO 3	BR	1,49E-06	tkm	Transporte dos resíduos de óleo lubrificante para a destinação final (distância assumida: 50 km)
Fluxo elementar	Localização	Quantidade	Unidade	Comentários
Sand, quartz, in ground	-	1,00	kg	Não foram consideradas perdas
Water, river	-	4,33E-01	kg	
BENEFICIAMENTO				
Unidade de processo	Localização	Quantidade	Unidade	Comentários
Diesel, burned in building machine	GLO	478E-2	MJ	Combustível consumido pelas dragas.
Market for industrial machine, heavy, unspecified	GLO	6E-07	kg	
Fluxo elementar	Localização	Quantidade	Unidade	Comentários
Water, river	-	2,16 E-01	kg	
ARMAZENAMENTO				
Unidade de processo	Localização	Quantidade	Unidade	Comentários
Market for electricity, medium voltage	BR	8,452E-03	kWh	Consumo de eletricidade relacionado à iluminação e instalações administrativas.
Diesel, burned in building machine	GLO	1,267E+01	MJ	Consumo de diesel pela pá carregadeira.
Market for industrial machine, heavy, unspecified	GLO	7E-07	kg	
Fluxo elementar	Localização	Quantidade	Unidade	Comentários
Occupation, dump site	-	4,00E-05	m².a	Ocupação de terras.

Fonte: Adaptado de Souza (2012); Castro *et al.* (2015) e Moraga (2017)

Para todos os demais materiais de construção estudados nessa pesquisa fez-se a substituição da matriz energética apresentada nos processos do *Ecoinvent* pela matriz elétrica nacional de 2015 (64% hidráulica, 12,9% gás natural, 8% biomassa, 4,8% derivados do petróleo, 4,5% carvão e derivados, 3,5% eólica, 2,4% nuclear, 0,01% solar fotovoltaica) fornecida pelo Balanço Energético Nacional - BEN (EPE, 2016).

O transporte dos materiais de construção do local de produção até os sistemas estudados foi incluído e estimado com base na distância entre os fornecedores e os sistemas de tratamento. Foi adotado o processo do *Ecoinvent* “*transport, freight, lorry, unspecified*” para o transporte por caminhão, o processo “*transport, passenger car with internal combustion engine – RoW*” para o transporte por carro, e o processo, “*transport, freight train, diesel, with particle filter -*

RoW” para o transporte por trem. Quando não foi possível identificar o fabricante do material de construção utilizado, foi calculada a média da distância de no mínimo três fabricantes encontrados em buscas na internet. Procurou-se priorizar a seleção de fabricantes situados na região Sudeste do Brasil. Para os processos relacionados ao transporte de cargas, o *Ecoinvent* utiliza a unidade tonelada quilômetro (t.km). Esses processos levam em conta o trecho de retorno, ou seja, o deslocamento do veículo sem carga.

Como não foi contabilizada a perda de materiais durante a construção do Sistema TS+WCFV+WCFH, foi realizada uma análise de sensibilidade de modo a verificar como a adoção dos valores mínimos, máximos e a mediana dos índices de perda de materiais de construção encontrados na pesquisa "Alternativas para a redução do desperdício de materiais nos canteiros de obras" (realizada conjuntamente por 16 universidades brasileiras, considerando os dados de mais de 80 canteiros de obras nacionais) afeta o desempenho da etapa de construção (AGOPYAN, 2003).

De acordo com a referida pesquisa, são várias as fontes de perdas de materiais de construção possíveis:

- Tijolos: quebras no recebimento, estocagem e transporte, e principalmente no assentamento; necessidade de se realizar o corte dos mesmos para acertos;
- Argamassa (e materiais utilizados na sua composição, tais como, cimento, areia e cal): o transporte por equipamentos e trajetórias inadequadas (levando a perda de parte do material pelo caminho); o não obedecimento do traço correto (implicando em sobreconsumos); o não reaproveitamento da argamassa quando em contato com o chão; sobras no final do dia; argamassa que fica incorporada nos furos dos tijolos;
- Aço: as perdas de aço estão relacionadas às sobras das barras cortadas, devido ao corte não otimizado; e também ocorrem na forma de material incorporado na estrutura, devido à diferença entre o comprimento do transpasse previsto e o executado, à diminuição entre os espaçamentos das barras e à substituição de bitolas.

O índice de perdas é obtido pela Eq.(1), a partir da qual é possível determinar a quantidade de material realmente utilizada (C_{real}):

$$IP (\%) = \frac{C_{real} - C_{ref}}{C_{ref}} \times 100 \quad (1)$$

Onde:

IP (%) = É a perda do material em porcentagem;

C_{real} = representa a quantidade realmente utilizada de determinado material para a execução do serviço;

C_{ref} = representa a quantidade do material teoricamente necessária para a execução do serviço

5.1.2.3.2 Fase de operação

Em relação aos dados operacionais estes foram provenientes de análises físico-químicas realizadas quinzenalmente no Laboratório de Saneamento da Escola de Artes, Ciências e Humanidades (EACH) da Universidade de São Paulo (USP), que ocorreram no período de 08/03/2016 a 28/11/2016. Os parâmetros físico-químicos analisados na entrada e saída dos sistemas e considerados nesse estudo foram: Demanda Química de Oxigênio, NT *Kjeldahl*, Nitrogênio amoniacal, Nitrito, Nitrato, Fósforo Total (PT) e Fosfato. Um resumo desses dados obtidos para os Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV está apresentado no Apêndice D.

O consumo de energia elétrica pelo sistema de aeração do WC de fluxo livre (Sistema TS+WCFL+DS+WCFV) foi estimado a partir do tempo de funcionamento do equipamento e da sua potência, conforme a Eq. (2).

$$\text{consumo} = \text{potencia} \times \text{tempo}(2)$$

As emissões atmosféricas dos sistemas foram calculadas utilizando equações apresentadas em relatórios do IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2006; 2013), as quais têm sido amplamente utilizadas em estudos de ACV de sistemas de tratamento de esgoto (CHEN *et al.*, 2011; PAN; ZHU; YE, 2011; YOSHIDA *et al.*, 2014; SLAGSTAD; BRATTEBØ, 2014; FARIA *et al.*, 2015; GUO *et al.*, 2016). Essas equações foram apresentadas nos Apêndices E e F. De acordo com a metodologia do IPCC (2006) as emissões de N₂O podem ocorrer como emissões diretas dos sistemas de tratamento de esgoto ou como emissões indiretas após o descarte do efluente em rios, lagos ou no mar. As emissões diretas provenientes da nitrificação e desnitrificação nas estações de tratamento de águas residuais, normalmente são muito menores do que as relativas aos efluentes e precisam ser estimadas apenas para países

que possuem predominantemente plantas centralizadas avançadas com etapas de nitrificação e desnitrificação (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2006). Assim, o IPCC não apresenta uma metodologia para a estimativa de emissão de N₂O por tanques sépticos. Diaz-Valbuena *et al.* (2011) ao medir as taxas de emissão de CH₄, CO₂ e N₂O de oito tanques sépticos encontraram valores médios de 11; 33,3; e 0,005 g percapita⁻¹ dia⁻¹, respectivamente. É possível constatar que o valor encontrado no referido estudo para a taxa de emissão de N₂O é bem inferior ao encontrado para o CH₄ e CO₂, corroborando com as informações apresentadas no relatório do IPCC (2006). Esse valor apresentado por Diaz-Valbuena *et al.* (2011) foi utilizado para a estimativa das emissões de N₂O no presente trabalho.

5.1.2.3.3 Fase de desativação

Em relação à desativação dos sistemas, foram considerados os efeitos ambientais relacionados ao transporte dos resíduos provenientes da demolição/desativação ao local de disposição final (aterro sanitário ou aterro de materiais inertes). Como a desativação dos sistemas só está prevista para ocorrer após 20 anos, os aterros atualmente existentes na cidade de São Paulo possivelmente já se encontrariam com as suas atividades encerradas. Assim, não foi considerado nenhum aterro específico para o cálculo das distâncias. Ao invés disso, foram feitas simulações considerando uma distância de 50 km entre os sistemas e o local de disposição final. A operação de transporte de materiais foi homogeneizada para o processo do *Ecoinvent* "transport, lorry 3.5-20 t, fleet average/tkm/CH".

5.1.2.4 Categorias de impacto analisadas e resumo do objetivo e escopo da ACV

A escolha das categorias de impacto analisadas nesse estudo foi feita com base naquelas mais utilizadas em estudos anteriores de ACV de sistemas de tratamento de esgoto, conforme tópico 2.5.4.1. De modo, que pudessem ser estabelecidas conexões e obtidas conclusões balizadas pelos resultados de estudos anteriores, que poderão auxiliar os tomadores de decisão no momento da seleção de alternativas para o tratamento de esgoto. Além disso, na decisão também foi levado em consideração o conhecimento sobre os potenciais impactos ambientais relativos aos sistemas de tratamento de esgoto (abordados no tópico 2.3). Assim, as categorias de impacto selecionadas para a comparação dos dois Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV e do Cenário 1 - Materiais utilizando o método *ReCiPe* foram:

acidificação terrestre, mudanças climáticas, eutrofização de água doce, formação de oxidantes fotoquímicos, toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce. O método *USEtox* também foi utilizado para a avaliação das categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade. Um resumo do objetivo e escopo da ACV é apresentado no Quadro 8.

Quadro 8 - Resumo do objetivo e escopo da ACV comparando sistemas de tratamento de esgoto.

Objetivo	Métodos de AICV	Categorias de impacto	UF
Avaliar o desempenho ambiental do ciclo de vida dos Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFV+DS+WCFV, bem como de cenários alternativos, identificando os pontos críticos, passíveis de melhorias.	<i>ReCiPe</i>	Mudanças climáticas, eutrofização de água doce, toxicidade humana, acidificação, formação de oxidantes fotoquímicos, ecotoxicidade de água doce	1 m ³ de esgoto a ser tratado durante 20 anos.
	<i>USEtox</i>	Ecotoxicidade de água doce, toxicidade humana	

5.1.3 Metodologia para alocação das potenciais cargas ambientais do efluente e lodo do tanque séptico

A metodologia utilizada para a obtenção do fator de alocação para o efluente tratado e o lodo do tanque séptico foi baseada em Pradel *et al.* (2018). Contudo, no referido estudo foram utilizadas equações estequiométricas que descrevem sistemas de lodos ativados. Assim, no presente estudo foram realizadas as alterações necessárias na metodologia para a melhor adequação ao objeto de estudo (tanque séptico).

5.1.3.1 Modelagem matemática usada no procedimento de alocação

A modelagem matemática considerando as características próprias dos sistemas em estudo é frequentemente utilizada para quantificar os fatores de alocação. As matrizes têm sido frequentemente usadas para realizar a alocação de sistemas multifuncionais (JUNG *et al.*, 2013). A seguinte fórmula genérica (Eq. (3)) é comumente usada (HANES *et al.*, 2015; HEIJUNGS e SUH, 2002; JUNG *et al.*, 2013):

$$g = B \cdot A^{-1} \cdot f \quad (3)$$

Onde o vetor g se refere aos resultados de ICV (ou seja, os fluxos ambientais, como linhas em uma única coluna), B é a matriz de intervenção (com fluxos ambientais como linhas e processos como colunas), A^{-1} é a matriz tecnológica (com processos como linhas e fluxos econômicos como colunas) e o vetor f é a UF definida (com fluxos econômicos como linhas em uma única coluna). Contudo, processos multifuncionais têm mais produtos do que processos, o que faz com que a matriz A seja retangular. E, conseqüentemente, a matriz A^{-1} não existe e a Eq. (3) não pode ser aplicada. Uma solução é expandir a matriz A usando a alocação de particionamento para que ela represente processos monofuncionais e se torne quadrada. Um fator de alocação (C) pode ser usado para converter as matrizes A e B em suas formas alocadas A^* e B^* (JUNG *et al.*, 2014). Quando o fator de alocação C é usado para particionar os fluxos econômicos e ambientais, a Eq. (4) torna-se:

$$g^* = B^* \cdot A^{*-1} \cdot F \quad (4)$$

Os resultados alocados do inventário g^* são então convertidos em impactos ambientais (h^*) multiplicando-os por uma matriz de fatores de caracterização (Q), conforme a Eq. (5):

$$h^* = Q \cdot g^* \quad (5)$$

No presente estudo buscou-se determinar um valor para o fator de alocação C para o tratamento de esgoto em tanques sépticos convencionais. Portanto, foi desenvolvido um modelo matemático, baseado em parâmetros relacionados às reações estequiométricas de remoção de carbono e nitrogênio e na eficiência de remoção de fósforo. E, adotada uma abordagem mesoscópica, para alocar as cargas ambientais entre o lodo e o efluente tratado.

5.1.3.2 Determinação dos parâmetros utilizados para construir o fator de alocação para o tanque séptico

Uma ETE geralmente é constituída por duas linhas principais: a de tratamento efluentes e a de tratamento de lodo. Segundo Pradel *et al.* (2018), os efluentes são progressivamente tratados em três subprocessos, de acordo com uma abordagem mesoscópica, ou seja, a remoção de carbono, nitrogênio e fósforo orgânico antes de serem liberados no meio ambiente ou na rede coletora de esgoto. Juntos, os três subprocessos produzem o lodo biológico de esgoto.

Como um subprocesso pode produzir dois ou mais coprodutos simultaneamente, parâmetros relacionados ao produto podem ser integrados ao fator de alocação por meio de proporções, com base nas propriedades físicas, químicas ou estequiométricas. O subprocesso é anotado em k e varia de 1 a p. Os coprodutos do subprocesso são indicados como r e variam de 1 a q. A relação entre subprocessos e produtos é baseada no parâmetro relacionado ao produto e é codificada com um símbolo α . A razão ($\alpha_{k,r}$) é calculada de acordo com a Eq. (6):

$$\alpha_{k,r} = \frac{Q_{k,r}}{\sum_{k=1}^p Q_{k,r}} \quad (6)$$

Onde: $Q_{k,r}$ é o valor dos parâmetros relacionados ao produto usado para gerar cada produto r, e $\sum_{k=1}^p Q_{k,r}$ é o valor total dos parâmetros relacionados ao produto usado pelo subprocesso k. Quando um parâmetro relacionado ao produto contribui para apenas um produto, $\alpha_{k,r}$ é igual a 1. Quando contribui para vários coprodutos, o valor de $\alpha_{k,r}$ varia de 0 a 1 e a soma de $\alpha_{k,r}$ é igual a 1.

A produção de lodo resultante da remoção de carbono e nitrogênio foi baseada em equações estequiométricas, enquanto a remoção de fósforo foi baseada na eficiência de remoção, conforme será especificado nos próximos tópicos.

5.1.3.2.1 Remoção de carbono

O parâmetro relacionado ao produto para a produção de lodo foi calculado segundo a Eq. (8):

$$\alpha_{C, lodo} = \frac{(mC, lodo) \times (\%C, lodo)}{(mC, efluente) \times (\%C, efluente)} \quad (8)$$

5.1.3.2.2 Remoção de nitrogênio

Como o tanque séptico é um ambiente anaeróbico, a nitrificação não foi considerada no modelo. Tendo em vista, a possibilidade de ocorrência de desnitrificação no tanque séptico, caso haja a presença de nitrato no afluente, esse processo foi considerado e representado pela Eq. (9):

Essa equação foi utilizada para calcular o parâmetro relacionado ao produto para a produção de lodo a partir da remoção de nitrogênio (α_N). Como a remoção de nitrogênio requer um substrato orgânico, o cálculo é baseado nos teores de nitrogênio e carbono do lodo em comparação com a produção total de nitrogênio e carbono, conforme Eq. (10). Na qual, a soma do número de mols de carbono e nitrogênio da biomassa (lodo) produzida a partir da desnitrificação ($n_{C,N,lodo}$) é dividida pelo número total de mols de carbono e nitrogênio produzidos a partir da desnitrificação, calculado conforme a Eq. (11).

$$\alpha_N = \frac{n_{C,N,lodo}}{n_{C,N,total}} \quad (10)$$

Onde:

$n_{C,N,lodo}$ é a soma do número de mols de C da biomassa e do número de mols de N da biomassa

E:

$$n_{C,N,total} = n_{C,N,lodo} + (n_{N_2}) + n_{CO_2} \quad (11)$$

n_{N_2} são os mols de N do N_2 produzido;

e n_{CO_2} são os mols de C do CO_2 produzido;

5.1.3.2.3 Remoção de fósforo

O lodo produzido a partir da remoção de fósforo é o resultado da assimilação de fósforo pelas bactérias e da precipitação química adicional (quando esta ocorre). No presente estudo, o parâmetro relacionado ao produto para a produção de lodo foi calculado, utilizando a Eq. (12) (Pradel *et al.*, 2018):

$$\alpha_{P,lodo} = RE_{assimilação} + ((1 - RE_{assimilação}) \cdot RE_{químico}) \quad (12)$$

Onde:

$RE_{assimilação}$ é a eficiência de remoção de fósforo por assimilação;

RE_{químico} é a eficiência de remoção química de fósforo.

5.1.3.3 Finalização do fator de alocação Cr

O fator de alocação C_r foi finalizado pela multiplicação do fator de alocação global (C_g) pela matriz I (Eq. (13)):

$$C_{i,r} = I \cdot C_g \quad (13)$$

Como a soma dos fatores de alocação de cada entrada / saída (i) deve ser igual a 1, C_r foi reduzido ao dividir cada elemento em uma linha pela soma de cada linha na matriz $C_{i,r}$ (Eq. (14)):

$$C_r = \frac{C_{i,r}}{\sum_{r=1}^q C_{i,r}} \quad (14)$$

5.2 METODOLOGIA PARA A ACCV DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO E CENÁRIOS ESTUDADOS

A metodologia de ACCV foi utilizada para a comparação do desempenho econômico dos Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV e do Cenário 1 - Materiais apresentados no capítulo anterior. Andrade (2017) realizou uma análise prévia dos custos do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, contudo na referida análise, foi considerado um inventário menos abrangente que o do presente estudo e uma metodologia mais simplificada. Assim, os dados apresentados no referido trabalho foram aqui complementados e analisados em uma perspectiva diferente.

Todos os cálculos de CCV desse estudo foram realizados utilizando a planilha eletrônica Excel, e tiveram como ano de referência 2015. Para o cálculo do CCV, foi utilizada a Eq. (15) baseada em Bhoje, Saner e Aher (2016):

$$CCV = CA + CCI + OM + S + D \quad (15)$$

Onde:

CA = custo de aquisição;

CCI = custo de construção e/ou instalação;

OM= VP do custo de operação e manutenção;

S = VP do custo de substituição;

D= VP do custo de desativação.

Sendo que, nesse estudo, os custos de aquisição representam os custos iniciais, tais como, aqueles relativos à compra do terreno para a instalação dos sistemas, à aquisição de materiais de construção, tanques e equipamentos. Os custos de construção e/ou instalação envolvem os custos com a mão de obra para a instalação e/ou construção das unidades que compõem os sistemas. Os custos de operação e manutenção envolvem custos relacionados ao consumo de energia elétrica pelos equipamentos e à mão de obra necessária para a manutenção dos sistemas. Os custos de substituição incluem os custos que surgem, quando o reparo de peças, equipamentos ou materiais torna-se proibitivo, e é necessária a sua substituição total. E os custos de desativação, envolvem os custos com a mão de obra para a demolição das estruturas e limpeza do terreno, bem como, os custos relativos ao transporte e disposição final dos resíduos provenientes da demolição/desativação.

Para o cálculo do VP acumulativo para os gastos anuais fixos, como é o caso dos elementos que compõem os custos de operação e manutenção foi utilizada a Eq. (16) de Dhillon (2010):

$$VP1 = PA \times \left[\frac{1-(1+i)^{-n}}{i} \right] \quad (16)$$

Onde:

VP1 = VP acumulativo para os gastos anuais fixos;

PA = pagamento anual, que representa o valor do custo médio anual;

i = taxa de juros.

Já para o cálculo do VP de itens que serão adquiridos n anos mais tarde, como é o caso dos elementos que compõem os custos de substituição e desativação foi utilizada a Eq. (17):

$$VP2 = \frac{C}{(1+r)^n} \quad (17)$$

Onde:

VP2= VP de itens que serão adquiridos n anos mais tarde;

C= Custo no ano de referência (2015);

r= taxa de desconto;

n= período considerado (anos).

Para o cálculo da taxa de desconto (r) foi utilizada a Eq. (18). Considerando, a taxa do Sistema Especial de Liquidação e Custódia (Selic) e o Índice de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA), como taxa de juros e inflação, respectivamente, pois essas são as taxas mais utilizadas no Brasil para tal finalidade (SANTOS, 2007).

$$1 + r = \frac{(1 + i_{Selic})}{(1 + i_{IPCA})} \quad (18)$$

Onde:

i_{Selic} = taxa Selic referente ao período de 20 anos;

i_{IPCA} = IPCA referente ao período de 20 anos;

r = taxa de desconto.

Para o cálculo da taxa de desconto, os valores da taxa Selic e do IPCA de 1995 a 2015 (últimos 20 anos antes do ano de referência considerado nesse estudo) foram convertidos para uma taxa anual representativa do período. Para tal, a partir dos valores acumulados em cada ano do referido período (tanto para a taxa Selic quanto para o IPCA), obteve-se uma taxa equivalente em 20 anos (i_{20}). Isso foi feito utilizando a Eq. (19).

$$(i_{20} + 1) = \Pi(i_{ac} + 1) \quad (19)$$

Onde:

i_{20} é a taxa equivalente em 20 anos (Selic ou IPCA);

i_{ac} é a taxa acumulada em cada ano (Selic ou IPCA);

Para o cálculo da taxa acumulada em cada ano (i_{ac}) foi utilizada a Eq. (20), tendo como base para os cálculos os valores mensais da taxa Selic e do IPCA entre os anos de 1995 e 2015 (PORTAL BRASIL, 2018; BANCO CENTRAL DO BRASIL, 2018)

$$i_{ac} = [(1 + i_1) \times (1 + i_2) \times (1 + i_3) \times \dots \times (1 + i_n)] - 1 \quad (20)$$

Em que:

i_1 = taxa referente ao período 1 (ano de 1995);

i_2 = taxa referente ao período 2 (ano de 1996);

i_3 = taxa referente ao período 3 (ano de 1997);

....

i_n = taxa referente ao período n (ano de 2015).

Com a obtenção do valor de i_{20} , fez-se a conversão desse valor para uma taxa anual, a partir da Eq. (21), visando obter a taxa i_{Selic} ou i_{IPCA} (conforme o caso), a qual foi posteriormente aplicada na Eq. (18), e que foi genericamente representada na Eq. (21) como i_x :

$$(i_{20} + 1) = (1 + i_x)^{20} \quad (21)$$

5.2.1 Fontes dos dados de inventário

No presente estudo, os custos incorridos ao longo do ciclo de vida dos sistemas foram obtidos mediante consulta à planilhas de custos fornecidas por profissionais envolvidos na construção ou reforma dos sistemas (referentes à aquisição de materiais e equipamentos para os sistemas estudados), fornecedores (no caso da obtenção do custo dos tanques em fibra de vidro dos WC e decantador do Cenário 1 – Materiais) ou empresas prestadoras de serviço (no caso do levantamento dos custos para o transporte e disposição final do lodo e dos resíduos provenientes da desativação e/ou demolição dos sistemas, sendo que para esses casos foram consultadas três empresas diferentes, de modo a se estabelecer um custo médio) e páginas da internet (no caso da determinação do custo do terreno utilizado para a instalação dos sistemas). Para a estimativa dos custos com a mão de obra necessária para a instalação, construção, operação, manutenção e desativação dos sistemas foram utilizados como referência os valores fornecidos pelo relatório do Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil - SINAPI (2016) referentes ao mês de dezembro de 2015.

O preço médio de venda de terrenos na região do Butantã em 2015 foi de R\$ 1.953,77 (VASQUES, 2015). Contudo, como o presente trabalho visa o estudo de alternativas para o tratamento de esgoto, que usualmente são utilizadas para o atendimento de regiões com déficit acentuado em relação à coleta e tratamento de esgoto e com disponibilidade de área para a instalação dos sistemas, foi realizada também uma simulação de como alguns custos seriam alterados caso fosse considerado que os sistemas foram instalados na região de Parelheiros, na zona Sul da cidade de São Paulo. Essa região foi escolhida, pois atende as características citadas anteriormente, diferentemente da região do Butantã. Na região de Parelheiros o valor do preço do metro quadrado do terreno encontrado foi de R\$ 346,32 (VASQUES, 2015). Nessa simulação foram adotadas as tarifas sociais de água e energia nos cálculos.

Para facilitar a compreensão das análises, o cenário original, considerando que os sistemas tenham sido instalados no bairro do Butantã, foi intitulado cenário de base. E o cenário considerando o custo do terreno na região de Parelheiros e as tarifas sociais de água e energia foi intitulado cenário Parelheiros.

Foram também realizadas simulações considerando o custo do terreno igual a zero (intitulado cenário custo zero). Todos esses custos inicialmente foram apresentados em seu valor integral, e posteriormente foram calculados considerando a mesma UF do capítulo 1 (ou seja, foi calculado o custo do m³ tratado em 20 anos).

Foi feita a estimativa também do custo do kg de DQO, NT e PT removido ao longo de 20 anos, dividindo o valor da massa desses poluentes removida (kg) ao longo de 20 anos pelo valor do CCV encontrado para os sistemas estudados. A Quadro 9, apresenta um resumo das considerações feitas para cada um dos cenários estudados.

Quadro 9 - Resumo das considerações feitas nos cenários estudados.

Cenário	Principais considerações
Cenário base	Custo do m ² na região do Butantã; Tarifas normais de água e energia.
Cenário custo zero	Custo do terreno igual a zero; Tarifas normais de água e energia.
Cenário Parelheiros	Custo do m ² na região de Parelheiros; Tarifas sociais de água e energia.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA

Nessa seção (tópicos 6.1.1 a 6.1.3.2) serão apresentados os inventários do ciclo de vida dos Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV, e do Cenário 1 – Materiais.

6.1.1 Inventários do Sistema TS+WCFV+WCFH

Nos próximos tópicos estão apresentados os inventários das etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH. Bem como, o inventário referente ao desperdício de materiais de construção (baseado nos índices de perda).

6.1.1.1 Inventário da etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH

Para a elaboração do ICV da fase de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH foi realizado um levantamento da quantidade de materiais de construção utilizados. Todos os valores encontrados foram convertidos para a UF considerada (1m^3 de esgoto tratado em 20 anos). A vazão média de tratamento do Sistema TS+WCFV+WCFH é de 640 l.dia^{-1} , o que equivale a 4.672 m^3 de esgoto tratados em 20 anos. A Tabela 1 traz um resumo da quantidade de tubos e conexões de Policloreto de Vinila (PVC) utilizada no Sistema TS+WCFV+WCFH.

Tabela 1 - Quantidade de tubos de tubos e conexões de PVC utilizada no Sistema TS+WCFV+WCFH.

Tipos de tubos	Quantidade (m)	Peso do metro (kg)	Peso total (kg)	Correlação com a UF (kg.m^{-3})
Tubos de PVC, DN 25mm	8,68	0,20	1,69	0,000362
Tubos de PVC, DN 40 mm	6,50	0,24	1,56	0,000334
Tubos de PVC, DN 50 mm	16,99	0,39	6,63	0,001420
Tubos de PVC, DN 75 mm	2,00	0,63	1,26	0,000270
Totais (tubos)	34,17	1,46	11,10	0,002390
Tipos de conexões	Quantidade (unidades)	Peso da unidade (kg)	Peso total (kg)	Correlação com a UF (kg/ m^3)
Joelho/Cotovelo de PVC, DN 25 mm	4	0,02	0,10	0,0000205
Joelho/Cotovelo de PVC, DN 50 mm	4	0,07	0,26	0,0000565
Válvula de retenção DN 50 mm em PVC	1	0,15	0,15	0,0000321
Registros de esfera soldável de PVC marrom 40 mm	4	0,39	1,56	0,000333
Tês de PVC, DN 25 mm	5	0,03	0,16	0,0000332
Tês de PVC, DN 50 mm	4	0,12	0,47	0,000101
Totais (conexões)	22	0,78	2,69	0,000576
Totais (tubos + conexões)				0,00297

O tipo e quantidade de materiais utilizados na construção do Sistema TS+WCFV+WCFH estão apresentados na Tabela 2. Incluindo:

- o tanque séptico (fabricado em fibra de vidro);
- os tijolos e o aço utilizados na parte estrutural dos WC (sendo que nas paredes laterais foram utilizados tijolos maciços comuns e na parede divisória do sistema foram utilizados tijolos de 21 furos);

- os materiais utilizados na preparação da argamassa para assentamento e revestimento dos tijolos (cimento, cal, areia e água);
- os materiais utilizados no meio filtrante dos WC (brita n1. E n.2);
- os tubos e conexões (de acordo com o valor total obtido na Tabela 1);
- e a mangueira de silicone utilizada para o descarte do efluente.

O peso do tanque séptico e da mangueira de silicone foram informados pelos fabricantes. Os cálculos realizados para a estimativa da quantidade de tijolos e de cada um dos constituintes da argamassa utilizada para o assentamento e revestimento dos tijolos (cimento, cal, areia e água) estão apresentados no APÊNDICE A. Os cálculos realizados para a estimativa da quantidade de brita n.1 e n.2 estão apresentados nos APÊNDICES B e C.

Tabela 2 - Tipo e quantidade de materiais utilizados na construção do Sistema TS+WCFV+WCFH.

Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais)	Quantidade total (kg)	Correlação com a UF (kg.m⁻³)	Nome do processo no Ecoinvent
Tanque séptico (fibra de vidro)	31,70	0,00679	<i>glass fibre-RoW*</i>
Cimento Portland	89,76	0,019	<i>cement production, blast furnace slag 5-25%-RoW*</i>
Cal hidratada	254,32	0,054	<i>lime production, hydrated, packed-RoW*</i>
Areia média	892,80	0,191	<i>Não se aplica</i>
Água	295,10	0,063	<i>tap water production, conventional treatment-RoW*</i>
Tijolo maciço comum	2.160,00	0,462	<i>clay brick production-GLO*</i>
Tijolo vazado (21 furos)	175,50	0,038	<i>clay brick production-GLO*</i>
Barras de aço	55,17	0,0118	<i>reinforcing steel production*</i>
Brita n1	6.144,96	1,315	<i>gravel production, crushed-RoW*</i>
Brita n 2	1.062,36	0,227	<i>gravel production, crushed-RoW*</i>
PVC (tubos + conexões)	13,83	0,00296	<i>polyvinylchloride production, suspension – RoW*polymerization</i>
Mangueira flexível transparente de silicone, DN 40 mm	1,5616	0,000334	<i>silicone product production-RoW*</i>

* Nos processos do *Ecoinvent*, a matriz elétrica original foi substituída pela matriz elétrica brasileira de 2015 (EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA - EPE, 2016).

Foram determinadas as distâncias percorridas para o transporte de materiais e componentes até os sistemas de tratamento em função da localização dos respectivos fabricantes. A Tabela 3 traz um resumo das distâncias percorridas de acordo com o tipo de transporte utilizado (trem ou caminhão), bem como, a quantidade de material utilizada em toneladas (correlacionada à UF), e o valor em t.km.

Tabela 3 - Resumo das distâncias percorridas de acordo com o tipo de transporte utilizado (carro, trem ou caminhão), bem como, a quantidade de material utilizada em toneladas (correlacionada à UF), e o valor em t.km para o Sistema TS+WCFV+WCFH.

Material	Caminhão (km)	Trem (km)	Quantidade de material correlacionada à UF (t.)	Quantidade total por tipo de meio de transporte (t.km)
Tanque séptico	429		0,00000679	Caminhão: 0,00291
Cimento Portland	40,8		0,000019	Caminhão: 0,000775
Cal hidratada	40,8		0,000054	Caminhão: 0,00220
Areia	91,0	254,46	0,000191	Caminhão:0,0174 Trem: 0,04860
Tijolo maciço comum	129,14		0,000462	Caminhão: 0,0597
Tijolo vazado (21 furos)	292,14		0,000038	Caminhão: 0,0111
Brita n1	60,7		0,00131	Caminhão: 0,0795
Brita n 2	60,7		0,000227	Caminhão: 0,0138
PVC	139		0,00000296	Caminhão: 0,000411
Mangueira flexível transparente, DN 40 mm (silicone)	37,4		0,000000334	Caminhão: 0,00000125

6.1.1.1.1 Perdas de materiais de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH

Os índices de perdas (mínimo, máximo e mediana) obtidos por Agopyan (2003) para os materiais de construção utilizados no Sistema TS+WCFV+WCFH estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Índices de perda mínimo, máximo e mediana dos materiais utilizados no Sistema TS+WCFV+WCFH.

Material	mediana	mínimo	máximo
Cimento	56	6	638
Cal hidratada	36	6	638
Areia	7	44	311
Tijolos	17	3	48
Barras de aço	10	4	16
Tubos de PVC	20	8	56

Fonte: Adaptado de Agopyan (2003)

A quantidade realmente utilizada de cada tipo de material (quantidade de materiais necessários estimada acrescidas as perdas) na construção do Sistema TS+WCFV+WCFH (C_{real}), correlacionada à UF, foi calculada com base na Eq.(1)(apresentada no tópico 5.1.2.3.1), e os resultados foram apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Quantidade realmente utilizada de cada tipo de material na construção do Sistema TS+WCFV+WCFH (C_{real})

Material	Quantidade correlacionada a UF ($kg.m^{-3}$)	Mediana	Mínima	Máxima
Cimento Portland	0,019	0,02964	0,02014	0,14022
Cal hidratada	0,054	0,07344	0,05724	0,39852
Areia média	0,191	0,20437	0,27504	0,78501
Tijolos (maciços + 21 furos)	0,500	0,5850	0,5150	0,7400
Barras de aço	0,0118	0,01298	0,012272	0,013688
Tubos de PVC	0,002390	0,002868	0,002581	0,003728

As perdas (em kg) foram estimadas subtraindo a quantidade obtida pelos cálculos realizados para a estimativa da quantidade de materiais utilizada, da quantidade realmente utilizada (C_{real}), obtendo-se os valores apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Perdas de materiais de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH

Material	Quantidade correlacionada a UF (kg.m⁻³)	mediana	mínima	máxima
Cimento Portland	0,019	0,01064	0,00114	0,12122
Cal hidratada	0,054	0,01944	0,00324	0,34452
Areia média	0,191	0,01337	0,08404	0,59401
Tijolos (maciços + 21 furos)	0,500	0,085	0,015	0,24
Barras de aço	0,0118	0,00118	0,000472	0,001888
Tubos de PVC	0,002390	0,000478	0,000191	0,001338

6.1.1.2 Inventário da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH

No inventário da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH foram consideradas as características do esgoto afluente e efluente ao sistema. Bem como, a estimativa da emissão de gases em cada uma das unidades que o compõem. A Tabela 7 traz um resumo dos dados de entrada da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH.

Tabela 7 - Resumo dos dados de entrada da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH.

Entradas	Quantidade total em um ano (kg)	Quantidade total em 20 anos (kg)	Correlação com a UF (kg.m⁻³)	Nome do fluxo elementar
DQO	225,89	4517,82	0,96700	<i>COD, Chemical Oxygen Demand</i>
PT	2,36	47,19	0,01010	<i>Phosphorus, total</i>
Fosfato	1,71	34,11	0,00730	<i>Phosphate</i>
Nitrato	0,05	0,93	0,00020	<i>Nitrate</i>
Nitrito	0,33	6,54	0,00140	<i>Nitrite</i>
Amônia	12,22	244,35	0,05230	<i>Ammonia</i>
NT	18,90	377,96	0,08090	<i>Nitrogen, total</i>

Os dados referentes às saídas do sistema, representados pela caracterização do esgoto tratado, e a estimativa da emissão de gases estão resumidos na Tabela 8.

Tabela 8 - Resumo dos dados de saída da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH.

Saídas	Quantidade total em um ano (kg.ano ⁻¹)	Quantidade total em 20 anos (kg)	Correlação com a UF (kg.m ⁻³)	Nome do Processo no Ecoinvent
Efluente tratado				
DQO	30,27	605,45	0,12959	<i>COD, Chemical Oxygen Demand</i>
PT	1,69	33,76	0,00723	<i>Phosphorus, total</i>
Fosfato	1,26	25,25	0,00540	<i>Phosphate</i>
Nitrato	0,11	2,23	0,00048	<i>Nitrate</i>
Nitrito	0,22	4,43	0,00095	<i>Nitrite</i>
Amônia	10,71	214,21	0,04585	<i>Ammonia</i>
NT	17,43	348,57	0,07461	<i>Nitrogen, total</i>
Gases				
Metano	45,20	904,0	0,193	<i>Methane</i>
Óxido nitroso	0,265	5,31	0,00114	<i>Dinitrogen monoxide</i>

A Eq.(1E) apresentada no Apêndice E foi utilizada para calcular as emissões de CH₄ do tanque séptico. Considerando B₀ igual a 0,25kg CH₄.kg DQO⁻¹ e MCF igual a 0,5, obteve-se uma emissão de CH₄ de 0,125 kg de CH₄.kg DQO⁻¹. Como a quantidade de DQO afluente ao tanque séptico em um ano é de 333,81 kg, tem-se uma emissão de 41,73 kg de CH₄ por ano.

Considerando o valor de 0,005 g percapita⁻¹.dia⁻¹ de N₂O emitido pelos tanques sépticos, apresentado no tópico 3.2.3 item b1, tem-se um total de 0,0073kg de N₂O emitidos por ano pelo tanque séptico do Sistema TS+WCFV+WCFH.

As Eq.(1F) e (2F) (apresentadas no Apêndice F), baseadas nos estudos do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) foram usadas para calcular as emissões de CH₄ dos WC do Sistema TS+WCFV+WCFH. Os valores obtidos para a DQO de entrada dos WCFV e WCFH foi de 620 e 186 mg.l⁻¹ respectivamente, e considerando a vazão média de tratamento de 640 l.dia⁻¹, obtiveram-se os resultados apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Valores calculados para chegar ao total de emissão de CH₄ dos WC do Sistema TS+WCFV+WCFH.

WCFV	
Variáveis	Quantidade
TOW (kg DQO.ano ⁻¹)	144,91
B ₀ (kg CH ₄ .kg DQO ⁻¹)	0,6
MCF _j	0,01
EF _j (kg CH ₄ .kg DQO ⁻¹)	0,006
Emissão de CH ₄ em um ano (kg CH ₄ .ano ⁻¹)	0,87
WCFH	
Variáveis	Quantidade
TOW (kg DQO.ano ⁻¹)	43,44
B ₀ (kg CH ₄ .kg DQO ⁻¹)	0,6
MCF _j	0,1
EF _j (kg CH ₄ .kg DQO ⁻¹)	0,06
Emissão de CH ₄ em um ano (kg CH ₄ .ano ⁻¹)	2,60

O N_j foi calculado a partir da concentração média de NT afluyente aos WCFV e WCFH, que é de, respectivamente, 97,5 e 85,8 mg.l⁻¹. O Fator de Emissão para o N₂O do WC de FH subsuperficial tratando esgoto doméstico é de 0,0079 kg N₂O-N.kg N⁻¹ e para o WC de fluxo vertical subsuperficial é de 0,00023 kg N₂O-N.kg N⁻¹ (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2013). A partir da Eq.(3F), apresentada no Apêndice F, foram calculadas as emissões de N₂O dos WC do Sistema TS+WCFV+WCFH (Tabela 10).

Tabela 10 - Valores calculados para chegar ao total de emissão de N₂O dos WC

WCFV	
Variáveis	Quantidade
N _i (kg N.ano ⁻¹)	22,776
EF _i (kg N ₂ O-N.kg N ⁻¹)	0,00023
Emissão de N ₂ O em um ano (kg N ₂ O.ano ⁻¹)	0,00823
WCFH	
Variáveis	Quantidade
N _i (kg N.ano ⁻¹)	20,04
EF _i (kg N ₂ O-N.kg N ⁻¹)	0,0079
Emissão de N ₂ O em um ano (kg N ₂ O.ano ⁻¹)	0,25

Assim a soma dos valores encontrados para os dois WC e o tanque séptico é de 45,2 kg de CH₄ e 0,265 kg N₂O emitidos por ano, justificando o valor apresentado na Tabela 10.

6.1.1.3 Inventário da etapa de desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH

Para a avaliação dos potenciais impactos ambientais relativos ao transporte de materiais até o local de disposição final foi utilizado o processo do *Ecoinvent* "transport, lorry 3.5-20 t, fleet average/tkm/CH". Nos cálculos foi considerada uma distância entre o local onde estão instalados os sistemas e o aterro onde será feita a disposição final dos resíduos de 50 km (considerando hipoteticamente que essa será a forma de disposição final adotada no ano de desativação do sistema), conforme apresentado Tabela 11.

Tabela 11 -Inventário da etapa de desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH.

Material	Quantidade correlacionada a UF (t)	Quantidade d= 50 km (t.km)	Fluxo/Processo (Ecoinvent)
Tanque séptico (fibra de vidro)	0,00000679	0,00034	<i>disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill</i>
Tijolo (21 furos + convencional)	0,0005	0,025	<i>disposal, building, brick, to final disposal</i>
Argamassa (cimento+ cal hidratada + areia)	0,000264	0,0132	<i>disposal, bulding, cement (in concrete) and mortar, to final disposal</i>
Brita (n.1 e n.2)	0,00154	0,0771	<i>disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill</i>
Tubos e conexões (PVC)	0,00000296	0,000148	<i>disposal, building, polyvinylchloride products, to final disposal</i>
Mangueira flexível transparente (silicone)	0,000000334	0,0000167	<i>disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill</i>

6.1.2 Inventários do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV

Nos próximos tópicos serão apresentados os inventários das etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

6.1.2.1 Inventário da etapa de construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV

Para a elaboração do ICV da fase de construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV foi realizado um levantamento da quantidade de materiais de construção utilizados. Todos os valores encontrados foram convertidos para a UF considerada (1 m^3 de esgoto tratado em 20 anos). A vazão média do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV é de 1500 l.dia^{-1} , o que equivale a 10.950 m^3 de esgoto tratados em 20 anos. A Tabela 12 traz um resumo da quantidade de tubos e conexões de PVC utilizada no Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

Tabela 12 - Resumo da quantidade de tubos e conexões de PVC utilizada no Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

Tipos de tubos	Quantidade (m)	Peso do metro (kg)	Peso total (kg)	Correlação com a UF (kg.m^{-3})
Tubo de PVC, DN 20	4,50	0,22	0,99	0,000090
Tubo de PVC, DN 40	12,40	0,24	2,976	0,000272
Tubo de PVC, DN 100	3,00	0,88	2,64	0,000241
Totais (tubos)	19,90	1,34	6,61	0,000603
Tipos de conexões	Quantidade (unidade)	Peso da unidade (kg)	Peso total (kg)	Correlação com a UF (kg.m^{-3})
Registro tipo esfera de PVC, DN 40 mm	2	0,389	0,778	0,0000711
Cotovelo de PVC, DN 40 mm	8	0,024	0,192	0,0000175
Cotovelo / joelho de PVC, DN 20 mm	8	0,015	0,12	0,0000110
Tê de PVC, DN 20 mm	5	0,021	0,105	0,0000096
Tê de PVC, DN 40 mm	6	0,093	0,588	0,0000537
Flange parafusos 6 furos	3	0,149	0,447	0,0000408
Cap PVC, DN 40 mm	2	0,011	0,022	0,0000020
Totais (conexões)	34	0,702	2,252	0,0002057
Totais (tubos + conexões)				0,0008089

O tipo e quantidade de materiais utilizados na construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV estão apresentados na Tabela 13. Incluindo o tanque séptico e os tanques utilizados no tratamento secundário (fabricados em fibra de vidro), os materiais utilizados no meio filtrante dos WC (brita n2. e areia grossa), os tubos e conexões (de acordo com o valor total obtido na Tabela 12) e as mangueiras de PEAD (usada para o descarte do efluente), silicone e borracha (usadas na aeração do sistema).

Tabela 13 - Tipo e quantidade de materiais utilizados na construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV

Material	Quantidade total (kg)	Correlação com a UF (kg.m⁻³)	Nome do processo no Ecoinvent
Tanque séptico	48,27	0,00441	<i>glass fibre –RoW*</i>
Brita n 2	4086	0,373	<i>gravel production, crushed – RoW*</i>
PVC (tubos + conexões)	8,862	0,000809	<i>polyvinylchloride production, suspension polymerization – RoW*</i>
Fibra de vidro	145,52	0,0133	<i>glass fibre-RoW*</i>
Areia grossa – meio filtrante	3600	0,329	<i>Não se aplica</i>
Mangueiras de PEAD	5,908	0,000540	<i>polyethylene production, high density, granulate –RoW*</i>
Mangueiras de silicone	0,5265	0,0000481	<i>silicone product production – RoW*</i>
Mangueiras de borracha	0,4	0,0000365	<i>synthetic rubber production – RoW*</i>

* Nos processos do *Ecoinvent*, a matriz energética original foi substituída pela matriz energética brasileira de 2015 (EPE, 2016)

A Tabela 14 traz um resumo das distâncias percorridas de acordo com o tipo de meio de transporte utilizado (trem ou caminhão), bem como, a quantidade de material utilizada em toneladas (correlacionada à UF), e à quantidade em t.km para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

Tabela 14 - Resumo das distâncias percorridas de acordo com o tipo de transporte utilizado (carro, trem ou caminhão), bem como, a quantidade de material utilizada em toneladas (correlacionada à UF), e o valor em t.km para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

Material	Caminhão (km)	Trem (km)	Quantidade de material correlacionada a UF (t.)	Quantidade total por tipo de meio de transporte (t.km)
Fibra de vidro (tanque séptico)	429,00		0,00000441	Caminhão: 0,00189
Fibra de vidro (WC)	39,60		0,0000133	Caminhão: 0,000527
Brita n 2	60,70		0,000373	Caminhão: 0,0226
PVC	139,00		0,000000809	Caminhão: 0,000112
Areia grossa – meio filtrante	91,00	254.46	0,000329	Caminhão: 0,0299 Trem: 0,08371734
Mangueira corrugada, DN 40 mm (PEAD)	142,00		0,00000054	Caminhão: 0,0000767
Mangueira Porosa, 75cm - aeração (borracha)	174		0,000000365	Caminhão: 0,00000635
Mangueira cristal - aeração (silicone)	49,90		0,0000000481	Caminhão: 0,00000240

6.1.2.2 Inventário da etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV

No inventário da etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV foram consideradas as características do esgoto afluente e efluente ao sistema. Bem como, a estimativa da emissão de gases em cada uma das unidades que o compõem e o consumo de energia elétrica pelo compressor de ar utilizado na aeração do sistema. A Tabela 15 traz um resumo dos dados de entrada da etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

Tabela 15 - Resumo dos dados de entrada da etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

Entradas	Quantidade total em um ano (kg.ano⁻¹)	Quantidade total em 20 anos (kg)	Correlação com a UF (kg.m⁻³)	Nome do Processo no Ecoinvent
Esgoto bruto				
DQO	529,43	10588,65	0,967	<i>COD, Chemical Oxygen Demand</i>
PT	5,53	110,60	0,0101	<i>Phosphorus, total</i>
Fosfato	4,00	79,94	0,0073	<i>Phosphate</i>
Nitrato	0,11	2,19	0,0002	<i>Nitrate</i>
Nitrito	0,77	15,33	0,0014	<i>Nitrite</i>
Amônia	28,63	572,69	0,0523	<i>Ammonia</i>
NT	44,29	885,86	0,0809	<i>Nitrogen, total</i>
Entradas	Quantidade total em um ano (kWh.ano⁻¹)	Quantidade total em 20 anos (kWh)	Correlação com a UF (kWh.m⁻³)	
Energia elétrica				
Consumo de energia elétrica pelo compressor de ar	876	17.520	1,6	Não se aplica

O consumo de energia elétrica pelo compressor eletromagnético de 100 W utilizado para a aeração foi obtido pela Eq.(2) apresentada no tópico 5.1.2.3.2. A potência do compressor de ar (informada pelo fabricante) é de 0,1 kW e o período de funcionamento do equipamento é de 24 horas por dia, totalizando 8.760 horas por ano. Assim, o consumo do equipamento foi estimado em 876 kWh.ano⁻¹.

Os dados referentes às saídas do sistema, representados pela caracterização do esgoto, e a estimativa da emissão de gases estão resumidos na Tabela 16.

Tabela16 - Resumo dos dados de saída da etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV

Saídas	Quantidade total em um ano (kg.ano ⁻¹)	Quantidade total em 20 anos (kg)	Correlação com a UF (kg.m ⁻³)	Nome do Processo no Ecoinvent
Efluente tratado				
DQO	41,61	832,20	0,076	<i>COD, Chemical Oxygen Demand</i>
PT	2,96	59,13	0,0054	<i>Phosphorus, total</i>
Fosfato	2,63	52,56	0,0048	<i>Phosphate</i>
Nitrato	0,55	10,95	0,001	<i>Nitrate</i>
Nitrito	0,82	16,43	0,0015	<i>Nitrite</i>
Amônia	16,53	330,69	0,0302	<i>Ammonia</i>
NT	21,08	421,58	0,0385	<i>Nitrogen, total</i>
Saídas	Quantidade total em um ano (kg.ano ⁻¹)	Quantidade total em 20 anos (kg)	Correlação com a UF (kg.m ⁻³)	Nome do Processo no Ecoinvent
Gases				
Metano	97,83	1.956,6	0,179	<i>Methane</i>
Óxido nitroso	0,0266	0,5325	0,0000486	<i>Dinitrogen monoxide</i>

A Eq. (1E) (apresentada no Apêndice E) foi utilizada para calcular as emissões de CH₄ do tanque séptico. Considerando B₀ igual a 0,25 kg CH₄.kg de DQO⁻¹ e MCF igual a 0,5, obteve-se uma emissão de CH₄ de 0,125 kg de CH₄.kg DQO⁻¹. Como a quantidade de DQO afluente ao tanque séptico em um ano é de 782,36 kg, tem-se uma emissão de 97,80 kg de CH₄ por ano. Considerando o valor de 0,005 g percapita-1 dia-1 de N₂O emitido pelos tanques sépticos, e a população atendida de 10 pessoas, tem-se um total de 0,01825kg de N₂O emitidos por ano pelo tanque séptico do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

As Eq.(1F) e (2F), apresentadas no Apêndice F, foram usadas para calcular as emissões de CH₄ do WC subsuperficial vertical saturado. A DQO média afluente ao WC de fluxo subsuperficial vertical saturado é de 201,0 mg.l⁻¹, considerando a vazão média do sistema, obtiveram-se os resultados apresentados na Tabela 17.

Tabela 17- Valores calculados para chegar ao total de emissão de CH₄ do WC subsuperficial vertical saturado do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV

WC de fluxo subsuperficial vertical saturado	
Variáveis	Quantidade
TOW (kg DQO.ano ⁻¹)	110,05
B ₀ (kg CH ₄ .kg DQO ⁻¹)	0,25
MCF _j	0,001
EF _j (kg CH ₄ .kg DQO ⁻¹)	0,00025
Emissão de CH ₄ em um ano (kg CH ₄ .ano ⁻¹)	0,028

O N_j foi calculado a partir da concentração média de NT afluyente ao WC de fluxo subsuperficial vertical saturado, que é de, 38,5 mg.l⁻¹. O Fator de Emissão para o N₂O do WC de fluxo vertical subsuperficial é de 0,00023 kg N₂O-N.kg N⁻¹ (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2013). A partir da Eq.(3F), apresentada no Apêndice F, foram calculadas as emissões de N₂O dos WC do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV (Tabela 18).

Tabela 18- Variáveis e total de emissão de N₂O dos WC do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

WC de fluxo subsuperficial vertical saturado	
Variáveis	Quantidade
N _i (kg N.ano ⁻¹)	21,08
EF _i (kg N ₂ O-N.kg N ⁻¹)	0,00023
Emissão de N ₂ O em um ano (kg N ₂ O.ano ⁻¹)	0,00762

Para o WC aerado por ser uma tecnologia mais recente que as demais, não há uma metodologia do IPCC para a estimativa da emissão de gases por esse tipo de sistema. Por ser um sistema aerado, considerou-se que não seria adequado utilizar a metodologia do IPCC para WC de fluxo superficial, pois a aeração do sistema interfere na concentração de CH₄ e N₂O, diminuindo-as em comparação com sistemas não aerados (MALTAIS-LANDRY, MARANGER, BRISSON, 2009; ZHOU *et al.*, 2017). Para sistemas aerados bem gerenciados o IPCC (2006) considera a emissão de CH₄ igual à zero. Assim, as emissões de CH₄ não foram contabilizadas para este sistema.

Zhou *et al.*, 2017 realizaram uma estimativa da emissão de N₂O em um WC aerado de fluxo vertical plantado com a macrófita *Oenanthe javanica*. E encontraram uma taxa de emissão média de 82,99 µgm⁻²h⁻¹. Embora Maltais-Landry, Maranger e Brisson (2009) tenham encontrado em um estudo de WC aerado de fluxo subsuperficial que o uso de diferentes macrófitas afeta as taxas de emissão de N₂O, devido ao fato de não terem sido encontrados estudos utilizando a mesma macrófita do presente estudo, tal taxa de emissão foi considerada

nessa pesquisa. Assim, considerando a área superficial do WC que é de 0,196 m² (tanque circular, com 0,5 m de raio), tem-se que ao longo de 20 anos haveria uma emissão de 0,0145 kg de N₂O (ou 0,000725 kg de N₂O por ano).

Assim, a soma dos valores encontrados para os WC e o tanque séptico é de 97,83 kg de CH₄ e 0,0266kg N₂O emitidos por ano, justificando o valor apresentado na Tabela 18.

6.1.2.3 Inventário da etapa de desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV

Os dados de inventário referentes à etapa de desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, considerando uma distância entre o sistema e o local de disposição final dos resíduos de 50 km estão apresentados na Tabela 19.

Tabela 19 - Inventário da etapa de desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

Material	Quantidade correlacionada à UF (t)	Quantidade d= 50 km (t.km)	Fluxo/Processo (Ecoinvent)
Tanque séptico	0,00000441	0,00022	<i>disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill</i>
Tanques (fibra de vidro)	0,0000133	0,000665	<i>disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill</i>
Brita n.2	0,000373	0,01865	<i>disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill</i>
Areia (meio filtrante)	0,000329	0,01645	<i>disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill</i>
Tubos e conexões (PVC)	0,0000008904	0,0000445	<i>disposal, building, polyvinylchloride products, to final disposal</i>
Mangueiras de PEAD	0,00000054	0,0000270	<i>disposal, building, polyethylene/polypropylene products, to final disposal</i>
Mangueiras de silicone	0,0000000481	0,0000024	<i>disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill</i>
Mangueiras de borracha	0,0000000365	0,0000018	<i>disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill</i>

6.1.3 Inventários do Cenário 1 – Materiais

Nos próximos tópicos serão apresentados os inventários das etapas de construção e desativação do Cenário 1 – Materiais.

6.1.3.1 Inventário da etapa de construção do Cenário 1 - Materiais

O tipo e quantidade de materiais utilizados na construção do Cenário 1 - Materiais está apresentado na Tabela 20. Incluindo o tanque séptico e os tanques utilizados no tratamento secundário (fabricados em fibra de vidro), os materiais utilizados no meio filtrante dos WC (brita n1. e n.2), os tubos e conexões e a mangueira de PEAD (usada para o descarte do efluente).

Tabela 20 - Tipo e quantidade de materiais utilizados na construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV

Entradas (materiais)	Quantidade total (kg)	Correlação com a UF	Observações
Tanque séptico	31,70	0,00678	Mesmo valor do Sistema 1
Brita n1	6.144,96	1,315	Mesmo valor do Sistema 1
Brita n 2	1.062,36	0,227	Mesmo valor do Sistema 1
PVC	13,83	0,00296	Mesmo valor do Sistema 1
Mangueira flexível transparente de silicone, DN 40 mm	1,5616	0,000334	Mesmo valor do Sistema 1
Fibra de vidro (WC)	86	0,0184	Valor estimado

Para a estimativa da quantidade de fibra de vidro a ser utilizada no Cenário 1 - Materiais, considerou-se a construção dos tanques de fibra de vidro com o mesmo volume interno dos tanques do Sistema TS+WCFV+WCFH e espessura de 0,5 cm (mesma espessura dos tanques em fibra de vidro do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV). Considerou-se também a estrutura necessária para dar suporte à tubulação de alimentação e saída das WC, para as quais foi considerado um comprimento de 10 cm e um diâmetro de 50 mm. Adotou-se nos cálculos a densidade da fibra de vidro informada pelo fabricante dos tanques, que é de 1.000 kg.m⁻³.

A Tabela 21 traz um resumo das distâncias percorridas de acordo com o tipo de meio de transporte utilizado (carro, trem ou caminhão), bem como, a quantidade de material utilizada em toneladas (correlacionada à UF), e à quantidade em t.km para o Cenário 1 - Materiais.

Tabela 21 - Resumo das distâncias percorridas de acordo com o tipo de transporte utilizado (carro, trem ou caminhão), bem como, a quantidade de material utilizada em toneladas (correlacionada à UF), e o valor em t.km para o Cenário 1 - Materiais.

Material	Caminhão (km)	Carro (km)	Trem (km)	Quantidade de material correlacionada a UF (t.)	Quantidade total por tipo de meio de transporte (t.km)
Brita n.1	60,7			0,00131	Caminhão: 0,0795
Brita n.2	60,7			0,000227	Caminhão: 0,0138
PVC	139	2,14		0,00000296	Caminhão: 0,000411 Carro:0,00000633
Fibra de vidro (WC)	39,6			0,0000184	Caminhão: 0,000729
Fibra de vidro (tanque séptico)	429			0,00000679	Caminhão: 0,00291
Mangueira flexível transparente para descarte do efluente	37,4	2,14		0.000334	Caminhão: 0,00000125 Carro:0,000000715

6.1.3.2 Inventário da etapa de desativação do Cenário 1 - Materiais

Os dados de inventário referentes à etapa de desativação do Cenário 1 - Materiais, considerando uma distância entre o sistema e o local de disposição final dos resíduos de 50 km estão apresentados na Tabela 22.

Tabela 22 - Inventário da etapa de desativação do Cenário 1 - Materiais.

Material	Quantidade correlacionada a UF (t)	Quantidade d= 50 km (t.km)	Fluxo/Processo (Ecoinvent)
Tanque séptico	0,00000679	0,00034	<i>disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill</i>
Tanque – WC (fibra de vidro)	0,0000184	0,00092	<i>disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill</i>
Brita (n.1 e n.2)	0,00154	0,0771	<i>disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill</i>
Tubos e conexões (PVC)	0,00000296	0,000148	<i>disposal, building, polyvinylchloride products, to final disposal</i>
Mangueira flexível transparente (silicone)	0,000000334	0,0000167	<i>disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill</i>

6.2 RESULTADOS DE AICV

Nessa seção (tópicos 6.2.1 a 6.2.4) serão apresentados os resultados de AICV dos Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV, e do Cenário 1 – Materiais, em termos de porcentagem de contribuição. Bem como, a comparação dos resultados dos Sistema TS+WCFV+WCFH com os resultados do Cenário 1 – Materiais. Os resultados de AICV absolutos foram apresentados no Apêndice G.

6.2.1 Resultados de AICV do Sistema TS+WCFV+WCFH

Nos próximos tópicos serão apresentados os resultados de AICV das etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH.

6.2.1.1 Comparação dos resultados de AICV para as etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH

A Figura 7 traz os resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados às etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH, os quais foram analisados utilizando o método *ReCiPe*.

Figura 7 - Resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados às etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método *ReCiPe*.

Para a fase de desativação (ou demolição) dos sistemas, de acordo com Dixon, Simon e Burkitt (2003), Machado *et al.* (2006), Foley *et al.* (2007), Lopsik (2013), De Feo e Ferrara (2017), os potenciais impactos ambientais são muito pequenos em comparação com os demais impactos do ciclo de vida dos sistemas, e a análise dessa etapa pode ser deixada fora da fronteira do sistema. Contudo, nessa pesquisa, optou-se por realizar um levantamento dessa etapa para verificar se de fato os potenciais impactos associados são pequenos. E, na comparação entre as três etapas para o Sistema TS+WCFV+WCFH apresentada na Figura 7, é possível constatar que a etapa de desativação é a que apresenta o menor potencial de causar impactos para todas as categorias de impacto analisadas, sendo que o maior percentual encontrado foi para a categoria de acidificação terrestre (6,2%), representando ainda assim um valor bem mais baixo que o encontrado para as demais etapas em relação a essa categoria (12% para a etapa de operação e 82% para a etapa de construção) e o menor percentual encontrado foi para a categoria de eutrofização de água doce (0,01%). A fase de operação apresentou o maior potencial de causar

impacto referentes às categorias de mudanças climáticas (94%), formação de oxidantes fotoquímicos (66%) e eutrofização de água doce (99,6%). E para as categorias de ecotoxicidade de água doce (87%), toxicidade humana (85%) e acidificação terrestre (82%) o maior potencial de causar impactos ambientais está relacionado à etapa de construção. As etapas de construção e operação serão analisadas em maiores detalhes nos próximos tópicos.

Em relação à categoria de mudanças climáticas, estudando um sistema de WCFV e um sistema de WCFH (ZHAO; LIU, 2012), também encontraram que a fase de operação foi a que apresentou um maior potencial de emissão de gases de efeito estufa, comparativamente a etapa de construção. Contribuindo assim, para até cerca de 76% das emissões do WCFH e 71% das emissões do WCFV. Sendo que os materiais de construção utilizados no referido estudo foram tijolos, cimento, manta geotêxtil, substrato (turfa, xisto e brita), tubulações e válvulas de plástico (os autores não especificaram o tipo de plástico utilizado na fabricação das tubulações e válvulas).

Os resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados às etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método *USEtox* estão apresentados na Figura 8.

Figura 8 - Resultados em porcentagem referente aos potenciais impactos ambientais relacionados às etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método *USEtox*.

A Tabela 23 traz os resultados encontrados referentes às porcentagens de contribuição de cada etapa para as categorias de toxicidade humana¹ e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos *ReCiPe* e *USEtox*.

Tabela 23 - Resultados encontrados para o Sistema TS+WCFV+WCFH referentes às porcentagens de contribuição de cada etapa para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos *ReCiPe* e *USEtox*.

Toxicidade Humana			
Método	Construção (%)	Operação (%)	Desativação (%)
ReCiPe	84,9	10,2	4,9
USEtox	87,5	9,5	3,0
Ecotoxicidade de água doce			
Método	Construção (%)	Operação (%)	Desativação (%)
ReCiPe	87,4	10,2	2,5
USEtox	85,8	10,4	3,8

Utilizando o método *USEtox* para as análises, constatou-se que novamente a etapa de desativação foi a que apresentou menores potenciais de causar impactos. E, para todas as categorias de impacto analisadas, os maiores impactos se referiram à etapa de construção.

6.2.1.2 Resultados de AICV da etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH

A Figura 9 apresenta o percentual de contribuição de cada tipo de material utilizado para a construção do Sistema TS+WCFV+WCFH para as categorias de impacto analisadas utilizando o método *ReCiPe*.

¹ A categoria do método USEtox denominada no presente trabalho como toxicidade humana recebe originalmente a nomenclatura “*Human health - total impact*”.

Figura 9 - Resultados em porcentagem referente aos potenciais impactos ambientais relacionados à etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método *ReCiPe*.

Pela análise da Figura 9 pode-se constatar que o material que apresentou o maior potencial de causar impacto ambiental em relação a todas as categorias analisadas, exceto a de eutrofização de água doce, foi o tijolo, que apresentou porcentagens entre 32% (para a categoria de toxicidade humana) e 46% (para a categoria de mudança climática). O segundo material mais impactante em quase todas as categorias de impacto foram as barras de aço (a exceção ocorre em relação as categorias de mudança climática, para a qual a cal foi o segundo elemento maior potencial impactante, e eutrofização de água doce para a qual as barras de aço foram o material com o maior potencial impactante dentre todos os analisados). Sendo que o aço foi utilizado em quantidades muito menores que os tijolos (foram utilizados 2.335,5 kg de tijolos e 55,17 kg de aço), evidenciando assim o grande potencial de causar impactos ambientais do aço.

Pela análise dos principais contribuintes fornecida pelo *OpenLCA*, percebe-se que o maior potencial de causar impactos relativos à categoria de mudanças climáticas para o aço se deve principalmente à produção de ferro gusa. A produção de aço e ferro é responsável por uma grande emissão de CO₂ e SO₂, além de NO_x e NH₃, o que explica o potencial de impacto do aço para as categorias de aquecimento global, acidificação e eutrofização (LUNDIN; BENGTTSSON; MOLANDER, 2000).

Para a categoria de acidificação terrestre o tanque séptico em fibra de vidro e a brita apresentaram o mesmo potencial de causar impacto (13%), sendo que a brita apresentou o segundo maior potencial de causar impactos em relação a categoria de formação de oxidantes

fotoquímicos (15%), tendo sido esse o material utilizado em maiores quantidades no Sistema TS+WCFV+WCFH (7.207,32 kg). Os resultados das análises da etapa de construção, usando o método *USEtox* estão apresentados na Figura 10.

Figura 10 - Resultados das análises da etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH, usando o método *USEtox*

A Tabela 24 traz os resultados encontrados referentes às porcentagens de contribuição de cada elemento considerado no inventário da etapa de construção para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos *ReCiPe* e *USEtox*.

Tabela 24 - Resultados encontrados para o Sistema TS+WCFV+WCFH referentes às porcentagens de contribuição de cada elemento considerado no inventário da etapa de construção para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos *ReCiPe* e *USEtox*.

Material/insumo	Toxicidade Humana		Ecotoxicidade de água doce	
	ReCiPe (%)	USEtox (%)	ReCiPe (%)	USEtox (%)
Água	0,01	0,01	0,01	0,01
Areia	2,2	2,1	1,8	2,3
Brita	10,9	9,8	10,2	10,9
Cal	3,6	2,2	3,2	2,5
Cimento	2,5	1,9	2,9	2,1
Tanque séptico	23,5	7,7	9,6	7,6
PVC	0,7	1,0	0,8	0,9
Mangueira	0,4	0,4	0,5	0,4
Tijolo	32,3	28,0	39,5	30,3
Barras de aço	23,90	46,8	31,6	42,9

Pela análise da Figura 10 e da Tabela 24 nota-se que o tijolo e as barras de aço foram os materiais que apresentaram o maior percentual de contribuição para todas as categorias de impacto analisadas pelo método *USEtox*. Sendo que somando as porcentagens atribuídas a esses dois materiais, encontra-se que eles foram responsáveis por 74,8% dos potenciais impactos ambientais referentes à categoria de toxicidade humana e 73,2% dos potenciais impactos ambientais da categoria de ecotoxicidade de água doce. Para todas as categorias de impacto analisadas utilizando o método *USEtox*, o aço foi o material que apresentou o maior potencial de causar impactos ambientais. Para a categoria de toxicidade humana, a produção do aço apresenta alto potencial de causar impactos devido à emissão de dioxinas no ar (GOMES, 2016).

Na comparação com os resultados obtidos para a categoria de ecotoxicidade de água doce pelo método *ReCiPe*, percebe-se que estes foram muito semelhantes ou iguais para a água, areia, brita, cal, cimento, PVC e mangueira. Contudo para o tijolo e o aço, pelo método *USEtox*, o aço apresentou as maiores porcentagens (43%) e o tijolo apresentou os segundo maiores valores (30%). O oposto do encontrado pelo método *ReCiPe*, com 32% e 39%, respectivamente.

6.2.1.2.1 Perdas de materiais na etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH

Nas análises prévias, as perdas de materiais durante a construção dos sistemas não foram levadas em consideração. Assim, nesse tópico estas foram consideradas com base nos índices de perda apresentados no tópico 6.1.1.1.1. Estimou-se a porcentagem de contribuição dessas perdas de materiais em relação aos potenciais impactos da etapa de construção, apresentados no tópico anterior. A Tabela 25 traz os resultados dessa análise, utilizando o método *ReCiPe* e considerando os índices de perda mínimo, máximo e a mediana.

Tabela 25 - Resultados de AICV considerando as perdas de resíduos no Sistema TS+WCFV+WCFH utilizando o método *ReCiPe*

Critério	Mudança climática (%)	Eutrofização de água doce (%)	Ecotoxicidade de água doce (%)	Toxicidade humana (%)	Acidificação terrestre (%)	Formação oxidantes fotoquímicos (%)
mínimo	3,62	2,81	2,89	2,28	3,40	4,02
mediana	15,53	10,60	11,04	9,02	10,73	10,14
máximo	64,27	40,59	38,50	36,08	48,75	48,02

Pela análise da Tabela 25 consta-se que se os resíduos tivessem sido considerados nas análises da etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH, seria obtido que as

porcentagens, quando é considerado o valor mínimo dos índices de perdas, são baixas (variando entre 2,3 e 4%). Contudo quando é considerada a mediana desses índices, as porcentagens representadas passam a ser bem mais expressivas (variando entre 9 e 15%), principalmente para a categoria de mudança climática. E, no caso de serem considerados os índices de perda máximos, as perdas de materiais passam a ser os elementos mais impactantes dentre todos os analisados para a categoria de mudança climática, representando 64% do valor total para essa categoria. A Tabela 26 traz os resultados encontrados para essa análise utilizando o método *USEtox*.

Tabela 26 - Resultados de AICV considerando as perdas de resíduos no Sistema TS+WCFV+WCFH utilizando o método *USEtox*

Critério	Toxicidade Humana (%)	Ecotoxicidade de água doce (%)
mínimo	3,03	2,95
mediana	9,92	10,00
máximo	31,98	33,51

Os resultados encontrados (em termos de porcentagens) pelo método *USEtox* para a categoria de Ecotoxicidade de água doce, em relação aos encontrados pelo método *ReCiPe* são semelhantes (3,0% e 2,9% para o valor mínimo; 11% e 10% para a mediana; e 38% e 33% para o valor máximo, respectivamente).

6.2.1.3 Resultados de AICV da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH

A Figura 11, traz os resultados em porcentagem encontrados em relação ao potencial de causar impacto ambiental de elementos que compõem a etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH (substituição de materiais, efluentes e gases) para as categorias de impacto analisadas pelo método *ReCiPe*.

Figura 11 - Resultados em porcentagem referente aos potenciais impactos ambientais relacionados à etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método *ReCiPe*.

Para as categorias de mudança climática e formação de oxidantes fotoquímicos, o elemento que apresentou o maior potencial de causar impactos foram os gases emitidos representando, 99% e 92% do potencial de causar impactos, respectivamente. Segundo Fuchs, Mihelcic e Gierke (2011), as emissões gasosas (de CH₄ e N₂O) dos WC verticais e horizontais estudados em sua pesquisa, foram de longe o elemento de maior impacto para a categoria de mudanças climáticas.

Para a categoria de eutrofização de água doce, o maior percentual foi encontrado para o efluente final (99,95%). Roux *et al.* (2010) atribuem a ocorrência dos potenciais impactos relativos à categoria de eutrofização, principalmente à incompleta remoção de nitrogênio e fósforo nesses sistemas. Para as categorias de ecotoxicidade de água doce, toxicidade humana e acidificação terrestre os maiores potenciais de causar impactos encontrados estão correlacionados à substituição da brita, sendo de respectivamente, 87%, 91% e 91%.

Embora esses valores sejam altos, Lopsik (2013) ao realizar uma ACV de um WC utilizando agregado leve de argila expandida como meio filtrante, concluiu que a substituição desse material por areia e brita, levaria em média, a uma redução dos potenciais impactos ambientais entre 10 e 42%, dependendo do método de avaliação de impacto adotado. Assim, o uso de areia e brita no meio filtrante mostrou um desempenho ambiental melhor que o uso de agregado leve de argila expandida no referido estudo.

A substituição da mangueira foi o elemento que apresentou as segundas maiores porcentagens em relação a essas mesmas categorias, 13%, 9% e 9%, respectivamente. A

substituição da brita foi responsável por 7% dos impactos referentes à categoria de formação de oxidantes fotoquímicos.

A Figura 12, traz os resultados encontrados em relação ao potencial de causar impacto ambiental da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH para as categorias de impacto analisadas pelo método *USEtox*.

Figura 12 - Resultados em porcentagem referente aos potenciais impactos ambientais relacionados à etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método *USEtox*.

A Tabela 27 traz os resultados encontrados referentes às porcentagens de contribuição de cada elemento considerado no inventário da etapa de operação para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos *ReCiPe* e *USEtox*.

Tabela 27 - Resultados encontrados para o Sistema TS+WCFV+WCFH referentes às porcentagens de contribuição de cada elemento considerado no inventário da etapa de operação para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos *ReCiPe* e *USEtox*.

Item	Toxicidade Humana		Ecotoxicidade de água doce	
	<i>ReCiPe</i> (%)	<i>USEtox</i> (%)	<i>ReCiPe</i> (%)	<i>USEtox</i> (%)
Efluente final	0	0	0	0
Gases	0	0	0	0
Substituição da brita	90,7	90,3	87,1	89,9
Substituição da mangueira	9,3	9,7	12,9	10,1

Pela análise da Figura 12 e da Tabela 27, constata-se que o impacto referente ao efluente final e aos gases foi de 0% para todas as categorias de impacto. Isso se deve aos dados de

entrada e saída considerados no inventário, que não contemplaram elementos que contribuem para essas categorias de impacto. Contudo, se os dados de inventário fossem incluídas substâncias tóxicas potencialmente presentes no efluente, os resultados seriam diferentes. Os potenciais impactos mais significativos foram os referentes à substituição da brita, seguidos pelos da substituição da mangueira. Comparando os resultados obtidos pelo método *USEtox* com aqueles obtidos pelo método *ReCiPe* para a categoria de ecotoxicidade de água doce, observa-se que foram obtidos valores muito próximos. Santana (2017) realizou a quantificação de microcontaminantes emergentes (bisfenol A; 4-n-nonilfenol; triclosan; genfibrozila; estrona; 17 α -etinilestradiol; dietilftalato; acetaminofeno; cafeína; sulfametoxazol; diclofenaco) em amostras do esgoto bruto e do efluente dos Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV, e decidiu-se fazer uma análise levando esses valores em consideração. Contudo, na base de dados *Ecoinvent*, foram localizados fluxos elementares referentes apenas às emissões de bisfenol A, n-nonilfenol, estrona e cafeína. E, para esses três últimos estavam disponíveis apenas os fluxos elementares referentes às emissões para o solo. Apenas para o bisfenol A estava disponível o fluxo elementar considerando a emissão na água. Assim, foi feita uma simulação considerando as concentrações de bisfenol A afluente e efluente ao Sistema TS+WCFV+WCFH encontradas no referido trabalho (apresentadas na Tabela 28), de modo a verificar como estas influenciariam os resultados de AICV.

Tabela 28 - Quantidade de bisfenol A encontrada no afluente e no efluente do Sistema TS+WCFV+WCFH.

Parâmetro	Quantidade ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Esgoto bruto	
média	4,43
Desvio padrão	3,4
Frequência %	80
Efluente tratado	
média	3,8
Desvio padrão	3,4
Frequência %	72,7

Fonte: Adaptado de Santana (2017).

E os resultados encontrados (em porcentagem de contribuição) foram os apresentados na Tabela 29.

Tabela 29 - Resultados de AICV da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH, considerando o bisfenol A e utilizando o método *ReCiPe*.

Elementos considerados na etapa de operação	Mudança climática (%)	Eutrofização de água doce (%)	Ecotoxicidade de água doce (%)	Toxicidade humana (%)	Acidificação terrestre (%)	Formação de oxidantes fotoquímicos (%)
Efluente final	0	99,95	22,4	0,07	0	0
Gases	99,5	0	0	0	0	92,5
Substituição da brita	0,5	0,04	67,6	90,7	90,6	7,1
Substituição da mangueira	0,06	0,01	9,97	9,3	9,4	0,4

Pela análise da Tabela 29, pode-se constatar que nessa simulação, o efluente final contribuiu para 22,4% dos potenciais impactos relativos à categoria de ecotoxicidade de água doce, e 0,07% dos impactos relativos à categoria de toxicidade humana. Diferentemente dos resultados anteriores, onde a contribuição do efluente encontrada para tais categorias era igual a zero. Para o método *USEtox*, os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 30.

Tabela 30 - Resultados de AICV da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH, considerando o bisfenol A e utilizando o método *USEtox*.

Elementos considerados na etapa de operação	Toxicidade Humana (%)	Ecotoxicidade de água doce (%)
Efluente final	0,05	17,2
Gases	0	0
Substituição da brita	90,3	74,4
Substituição da mangueira	9,7	8,4

Novamente, nota-se contribuição do efluente para os potenciais impactos ambientais relativos às categorias de Toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce.

6.2.2 RESULTADOS DE AICV DO SISTEMA TS+WCFL+DS+WCFV

Nos próximos tópicos serão apresentados os resultados de AICV das etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

6.2.2.1 Comparação dos resultados de AICV para as etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV

A Figura 13 traz os resultados em porcentagem referente aos potenciais impactos ambientais relacionados às etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, os quais foram analisados utilizando o método *ReCiPe*.

Figura 13 - Resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados às etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV

Pela análise dos resultados, é possível concluir novamente que os potenciais impactos referentes à etapa de desativação foram os menos expressivos (variando entre 0,01% para a categoria de eutrofização de água doce e 1,4% para a categoria de acidificação terrestre). Para todas as categorias de impacto analisadas a etapa de operação foi a que apresentou os maiores potenciais de causar impactos ambientais, com resultados variando entre 63,9% para a categoria de toxicidade humana e 99,8% para a categoria de eutrofização de água doce. Esses resultados se devem em grande parte aos impactos relativos ao uso de energia elétrica, como se constará adiante no item sobre os potenciais impactos da etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

Garfí, Flores e Ferrer (2017) compararam três sistemas de tratamento de esgoto (população equivalente de 1.500 habitantes):

- Sistema de lodos ativados;
- WCFV+ WCFH;
- Lagoas de alta taxa de produção de algas.

E, constataram que o sistema de lodos ativados foi o que apresentou o pior desempenho ambiental para todas as categorias de impacto analisadas, enquanto que o sistema de WC e o sistema de lagoa de alta taxa de produção de algas mostraram um desempenho ambiental similar entre si. Isto se deveu principalmente ao consumo de energia elétrica. Cabe mencionar que no referido estudo foi considerada a matriz energética espanhola de 2016 (22% nuclear; 14% Carvão; 19% vento; 16% hidráulica; 11% combustíveis; 10% cogeração; 5% solar fotovoltaica e termoelétrica; 1% outras energias renováveis e 1% resíduos). Enquanto no presente estudo foi considerada a matriz energética brasileira de 2015.

Resultados semelhantes também foram obtidos em estudos anteriores, que compararam os potenciais impactos ambientais de sistemas de lodos ativados e WC (DIXON; SIMON; BURKITT, 2003; MACHADO *et al.*, 2006; YILDIRIM; TOPKAYA, 2012).

A Figura 14 traz os resultados referentes à comparação das três etapas utilizando o método *USEtox*.

Figura 14 - Resultados em porcentagem referente aos potenciais impactos ambientais relacionados às etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, utilizando o método *USEtox*.

A Tabela 31 traz os resultados encontrados para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV referentes às porcentagens de contribuição de cada etapa para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos *ReCiPe* e *USEtox*.

Tabela 31 - Resultados encontrados para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV referentes às porcentagens de contribuição de cada etapa para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos *ReCiPe* e *USEtox*.

Toxicidade Humana			
Método	Construção (%)	Operação (%)	Desativação (%)
<i>ReCiPe</i>	35,0	63,9	1,1
<i>USEtox</i>	27,1	71,6	1,3
Ecotoxicidade de água doce			
Método	Construção (%)	Operação (%)	Desativação (%)
<i>ReCiPe</i>	19,5	79,8	0,7
<i>USEtox</i>	24,2	74,3	1,5

Do mesmo modo que nas análises utilizando o método *ReCiPe*, nas análises utilizando o método *USEtox*, a etapa de desativação foi aquela que representou a menor porcentagem dos potenciais impactos ambientais. A etapa de operação, por sua vez, foi a que mais contribuiu para os potenciais impactos. As etapas de construção e operação serão tratadas com maiores detalhes nos próximos tópicos.

6.2.2.2 Resultados de AICV da etapa de construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV

A Figura 15 apresenta o percentual de contribuição de cada tipo de material utilizado para a construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para as categorias de impacto analisadas utilizando o método *ReCiPe*.

Figura 15 - Resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados à etapa de construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, utilizando o método *ReCiPe*.

Pela análise desses resultados nota-se que o material que mais contribuiu para a composição dos potenciais impactos ambientais da fase de construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV foi a fibra de vidro. Os resultados apresentados na Figura 15 foram divididos entre a fibra de vidro utilizada na fabricação do tanque séptico e a fibra de vidro utilizada na produção dos tanques utilizados no tratamento secundário. Mas, se essas porcentagens fossem somadas, se chegaria a um valor de 69% para a categoria de mudança climática, 86% para a categoria de eutrofização de água doce, 81% para a categoria de ecotoxicidade de água doce, 90% para a categoria de toxicidade humana, 70% para a categoria de acidificação terrestre, e 52% para a categoria de formação de oxidantes fotoquímicos. Sendo, portanto, a fibra de vidro o material mais impactante para todas as categorias de impacto analisadas. Resultado semelhante foi encontrado por Lutterbeck *et al.* (2017), que relataram que a construção do sistema representou 36% dos potenciais impactos totais, principalmente devido à utilização de fibra de vidro para a produção dos tanques. No entanto, segundo os autores, o uso de fibra de vidro também possui algumas vantagens. Especialmente considerando que se tratam de materiais leves e compactos, fáceis de manusear e que têm maior resistência química do que o concreto.

O segundo material mais impactante para todas as categorias de impacto analisadas foi a areia representando entre 7,6% (para a categoria de eutrofização de água doce) e 36% dos potenciais impactos (para a categoria de formação de oxidantes fotoquímicos). Sendo que a quantidade de areia utilizada foi muito superior à quantidade total de fibra de vidro (3.600 kg, e 193,78 kg, respectivamente). A brita também foi responsável por uma porcentagem significativa dos potenciais impactos, apresentando valores entre 3,9% (para a categoria de toxicidade humana) e 8,9% (para a categoria de formação de oxidantes fotoquímicos), sendo que grandes quantidades desse material foram utilizadas (4.086 kg).

Os resultados referentes à etapa de construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV utilizando o método *USEtox* estão representados na Figura 16.

Figura 16 - Resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados à etapa de construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, utilizando o método *USEtox*.

A Tabela 32 traz os resultados encontrados referentes às porcentagens de contribuição de cada elemento considerado no inventário da etapa de construção para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos *ReCiPe* e *USEtox*.

Tabela 32 - Resultados encontrados para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV referentes às porcentagens de contribuição de cada elemento considerado no inventário da etapa de construção para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos *ReCiPe* e *USEtox*.

Item	Toxicidade Humana		Ecotoxicidade de água doce	
	ReCiPe (%)	USEtox (%)	ReCiPe (%)	USEtox (%)
Areia	5,5	13,9	10,1	14,7
Mangueira	0,1	0,1	0,1	0,2
Brita	3,9	8,9	7,9	9,9
Tanques (WC + decantador)	67,6	56,4	60,5	55,1
Mangueira PEAD	0,0	0,4	0,2	0,3
PVC	0,3	1,1	0,8	1,1
Mangueira de silicone	0,1	0,2	0,2	0,2
Tanque séptico	22,6	18,9	20,2	18,6

Pela análise da Figura 16 e da Tabela 32, os tanques em fibra de vidro, seguidos pela areia e a brita foram os elementos mais impactantes, nessa ordem, para todas as categorias de impacto analisadas utilizando o método *USEtox*. Fazendo uma comparação entre os resultados encontrados para a categoria de ecotoxicidade de água doce, pelos métodos *ReCiPe* e *USEtox*, encontra-se que ambos os métodos apresentaram a mesma ordem em relação aos materiais que mais contribuíram percentualmente para causar potenciais impactos ambientais, exceto para as mangueiras de silicone e PEAD.

6.2.2.3 Resultados de AICV da etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV

A Figura 17, traz os resultados encontrados em relação ao potencial de causar impacto ambiental de elementos (efluentes, gases, energia elétrica e substituição de materiais) que compõem a etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para as categorias de impacto analisadas pelo método *ReCiPe*.

Figura 17 - Resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados à etapa de operação do Sistema 2, utilizando o método ReCiPe.

Para as categorias de mudança climática e formação de oxidantes fotoquímicos, o elemento que apresentou o maior potencial de causar impactos foram os gases emitidos representando, 92% e 63% do potencial de causar impactos, respectivamente. Para esta última categoria a energia elétrica foi responsável por 30% dos potenciais impactos ambientais. Para a categoria de eutrofização de água doce, o maior porcentual foi encontrado para o efluente final (99%). E para as categorias de ecotoxicidade de água doce, toxicidade humana e acidificação terrestre os maiores potenciais de causar impactos estão correlacionados à energia elétrica sendo, respectivamente, de 94,7%, 94,3% e 90%.

A Figura 18, traz os resultados encontrados utilizando o método *USEtox*.

Figura 18 - Resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados à etapa de operação do Sistema TS+WCFV+DS+WCFV, utilizando o método *USEtox*.

O impacto referente ao efluente final e aos gases foi de 0% para todas as categorias de impacto analisadas utilizando o método *USEtox*, assim como ocorreu nas análises do Sistema TS+WCFV+WCFH.

A Tabela 33 traz os resultados encontrados referentes às porcentagens de contribuição de cada elemento considerado no inventário da etapa de operação para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos *ReCiPe* e *USEtox*.

Tabela 33 - Resultados encontrados referentes às porcentagens de contribuição de cada elemento considerado no inventário da etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos *ReCiPe* e *USEtox*.

Item	Toxicidade Humana		Ecotoxicidade de água doce	
	<i>ReCiPe</i> (%)	<i>USEtox</i> (%)	<i>ReCiPe</i> (%)	<i>USEtox</i> (%)
efluente final	0	0	0	0
gases	0	0	0	0
substituição da areia	3,2	5,3	2,7	4,8
substituição da brita	2,3	3,4	2,1	3,2
substituição da mangueira de silicone	0,1	0,2	0,2	0,2
substituição da mangueira de borracha	0,1	0,2	0,1	0,2
substituição da mangueira de PEAD	0,1	0,4	0,2	0,3
energia elétrica	94,3	90,6	94,7	91,3

Comparando os resultados obtidos utilizando o método *USEtox* com aqueles obtidos pelo método *ReCiPe* nota-se que o consumo de energia elétrica aparece como o item do inventário que mais contribuiu para os potenciais impactos ambientais da etapa de operação (sendo responsável por mais de 90% dos potenciais impactos ambientais para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce).

Foi feita também uma simulação considerando a concentração de bisfenol A afluente e efluente ao Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, apresentada na Tabela 34.

Tabela 34 - Quantidade de bisfenol A encontrada no afluente e no efluente do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

Parâmetro	Quantidade ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Esgoto bruto	
Média	6,4
Desvio padrão	5,6
Frequência %	63,6
Efluente tratado	
Média	3,8
Desvio padrão	3,4
Frequência %	72,7

Fonte: Adaptado de Santana (2017)

E os resultados encontrados (em porcentagem de contribuição) estão apresentados na Tabela 35.

Tabela 35 - Resultados de AICV para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV considerando o Bisfenol A e utilizando o método *ReCiPe*

Elementos considerados na etapa de operação	Mudança climática (%)	Eutrofização de água doce (%)	Ecotoxicidade de água doce (%)	Toxicidade humana (%)	Acidificação terrestre (%)	Formação oxidantes fotoquímicos (%)
efluente final	0,0	98,7	2,7	0,01	0,0	0,0
gases	92,0	0,0	0,0	0,00	0,0	62,1
substituição da areia	0,3	0,02	2,5	3,0	6,49	5,2
substituição da brita	0,1	0,01	1,9	2,1	2,0	1,3
substituição da mangueira de silicone	0,01	0,0	0,2	0,1	0,1	0,04
substituição da mangueira de borracha	0,01	0,0	0,1	0,09	0,09	0,04
substituição da mangueira de PEAD	0,07	0,0	0,2	0,05	0,7	0,5
energia elétrica	7,5	1,3	92,5	94,6	90,6	30,9

Pela análise da Tabela 35, pode-se constatar que nessa simulação, os efluentes contribuíram para 2,7% dos impactos relativos à categoria de ecotoxicidade de água doce, e 0,01 % dos impactos relativos à categoria de toxicidade humana. Não tendo, portanto, causado modificações muito significativas para ambas as categorias (diferentemente do que ocorreu quando essa análise foi feita para o Sistema TS+WCFV+WCFH). Isso se deve ao alto potencial de causar impactos ambientais relativos às categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce associado à energia elétrica, que é muito superior ao encontrado para o Bisfenol A.

Para o método *USEtox*, os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 36.

Tabela 36 - Resultados de AICV da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH, considerando o bisfenol A e utilizando o método *USEtox*.

Elementos considerados na etapa de operação	Toxicidade humana (%)	Ecotoxicidade de água doce (%)
efluente final	0,007	2,8
gases	0	0
substituição da areia	5,0	4,4
substituição da brita	3,2	3,0
substituição da mangueira de silicone	0,2	0,2
substituição da mangueira de borracha	0,1	0,1
substituição da mangueira de PEAD	0,4	0,3
energia elétrica	91,1	89,2

Novamente, nota-se uma pequena contribuição do efluente para os potenciais impactos ambientais relativos às categorias de ecotoxicidade de água doce e toxicidade humana.

6.2.3 Resultados de AICV encontrados para o Cenário 1 – Materiais

A Figura 19 apresenta o percentual de contribuição de cada tipo de material utilizado no Cenário 1 – Materiais para as categorias de impacto analisadas utilizando o método *ReCiPe*.

Figura 19 - Resultados em percentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados ao Cenário 1 - Materiais, utilizando o método *ReCiPe*.

Pela análise desses resultados constata-se que o material que mais contribuiu para a composição dos potenciais impactos ambientais da fase de construção do Cenário 1 – Materiais, foi a fibra de vidro. Se as porcentagens relativas à fibra de vidro utilizada na fabricação do tanque séptico e à fibra de vidro utilizada na produção dos tanques utilizados no tratamento secundário fossem somadas, chegar-se-ia a um valor de 70% para a categoria de mudança climática, 84% para a categoria de eutrofização de água doce, 76% para a categoria de ecotoxicidade de água doce, 88% para a categoria de toxicidade humana, 76% para a categoria de acidificação terrestre, e 63% para a categoria de formação oxidantes fotoquímicos. Sendo, portanto, este o material mais impactante para todas as categorias de impacto analisadas. O segundo material mais impactante para todas as categorias de impacto analisadas foi a brita representando entre 15% (para a categoria de eutrofização de água doce) e 31% dos potenciais impactos (para a categoria de formação de oxidantes fotoquímicos). Sendo que a quantidade de brita utilizada foi muito superior a quantidade total de fibra de vidro (7.207,32 kg, e 117,70 kg, respectivamente).

Os resultados referentes à análise do Cenário 1 – Materiais utilizando o método *USEtox* estão representados na Figura 20.

Figura 20 - Resultados em porcentagem referentes aos potenciais impactos ambientais relacionados ao Cenário 1 - Materiais, utilizando o método *USEtox*.

A Tabela 37 traz os resultados encontrados referentes às porcentagens de contribuição de cada elemento considerado no inventário da etapa de construção para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos *ReCiPe* e *USEtox*.

Tabela 37 - Resultados encontrados para o Cenário 1 -Materiais referentes às porcentagens de contribuição de cada elemento considerado no inventário da etapa de construção para as categorias de toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos *ReCiPe* e *USEtox*.

Item	Toxicidade Humana		Ecotoxicidade de água doce	
	<i>ReCiPe</i> (%)	<i>USEtox</i> (%)	<i>ReCiPe</i> (%)	<i>USEtox</i> (%)
Tanques dos				
WC	64,0	52,3	55,2	50,5
Brita	11,1	24,8	21,6	27,2
Tanque				
séptico	23,8	19,5	20,4	19,0
PVC	0,7	2,5	1,7	2,3
Mangueira	0,4	0,9	1,1	1,0

Novamente os tanques em fibra de vidro (representados pelos tanques dos WC e pelo tanque séptico), seguidos pela brita e o PVC foram os elementos mais impactantes, nessa ordem, para todas as categorias de impacto analisadas. Fazendo uma comparação entre os resultados encontrados para a categoria de ecotoxicidade de água doce, utilizando os métodos *ReCiPe* e *USEtox*, os valores encontrados por ambos os métodos apresentaram a mesma ordem em relação aos materiais que mais contribuiriam percentualmente para causar potenciais impactos ambientais. Já para a categoria de toxicidade humana, a porcentagem de contribuição para os potenciais impactos ambientais da brita encontrada utilizando o método *USEtox*, foi bem superior ao valor encontrado pelo método *ReCiPe*.

6.2.4 Comparação dos resultados do Sistema TS+WCFV+WCFH com os resultados do Cenário 1 – Materiais

Para a comparação dos cenários foram removidos da análise todos os materiais utilizados em quantidades iguais em ambos os sistemas, ou seja, os tubos e conexões de PVC, os materiais do meio filtrante, a mangueira e o tanque séptico. Essa decisão se deveu ao fato de que esses materiais apresentariam a mesma contribuição para os potenciais impactos ambientais, não sendo, portanto, relevantes para os cálculos comparativos. Assim, a comparação se deu exclusivamente em relação aos diferentes materiais utilizados na construção, ou seja, fibra de

vidro ou alvenaria de tijolos (incluindo além dos tijolos, o aço, o cimento, a água, a cal e a areia, sendo que esses quatro últimos materiais foram utilizados no preparo da argamassa). Os resultados obtidos para cada uma das categorias de impacto analisadas utilizando o método *ReCiPe* estão na Tabela 38.

Tabela 38 - Resultados da etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH e do Cenário 1 – Materiais, utilizando o método *ReCiPe*.

Sistema	Mudança climática (kg CO ₂ eq.)	Eutrofização de água doce (kg P eq.)	Ecotoxicidade de água doce (kg 1,4-DB eq.)	Toxicidade humana (Kg 1,4-DB eq.)	Acidificação terrestre (kg SO ₂ eq.)	Formação oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC)
Sistema TS+WCFV+ WCFH	2,26E-01	2,97E-05	1,40E-03	4,46E-02	6,56E-04	7,09E-04
Cenário 1 -Materiais	4,81E-02	1,55E-05	4,60E-04	4,37E-02	3,20E-04	2,20E-04

Pela comparação dos dados apresentados na Tabela 38, constata-se que os potenciais impactos ambientais associados ao Cenário 1- Materiais foram menores que aqueles relativos ao Sistema TS+WCFV+WCFH para todas as categorias de impacto analisadas. Assim, o potencial de causar impactos ambientais da fibra de vidro foi menor que o potencial de causar impactos ambientais da alvenaria em tijolos para todas as categorias de impacto analisadas. Sendo que os potenciais impactos do Sistema TS+WCFV+WCFH para a categoria de mudança climática foram 4,7 vezes maiores que os do Cenário 1- Materiais, para a categoria de eutrofização de água doce esse valor foi de 1,92 vezes, para a categoria de ecotoxicidade de água doce foi de 3,04 vezes, para a categoria de toxicidade humana foi de 1,02 vezes, para a categoria de acidificação terrestre foi de 2,05 vezes, e para a categoria de formação de oxidantes fotoquímicos foi de 3,22 vezes. Assim, a única categoria com resultados semelhantes foi a de toxicidade humana. Cabe mencionar que a quantidade de fibra de vidro utilizada nos tanques dos WC do Cenário 1- Materiais (145,52 kg) foi muito inferior a quantidade de materiais de construção utilizada no Sistema TS+WCFV+WCFH (89,76 kg de cimento Portland, 254,32 kg de cal hidratada, 892,80 kg de areia média, 295,10 kg de água, 2.160,00 kg de tijolo maciço comum, 175,50 kg de tijolo vazado (21 furos e 55,17 kg de barras de aço). A Tabela 39, traz os resultados dessa análise utilizando método *USEtox*.

Tabela 39 - Resultados da etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH e do Cenário 1 – Materiais, utilizando o método *USEtox*.

Sistema	Toxicidade humana (CTUh)	Ecotoxicidade de água doce (CTUe)
Sistema		
TS+WCFV+WCFH	5,08E-08	6,29E-01
Cenário 1 -Materiais	2,01E-08	1,60E-01

Pela comparação dos dados apresentados na Tabela 39, observa-se que, novamente, os potenciais impactos ambientais associados ao Cenário 1- Materiais foram menores que aqueles relativos ao Sistema TS+WCFV+WCFH para todas as categorias de impacto analisadas.

6.3 DETERMINAÇÃO DOS FATORES DE ALOCAÇÃO PARA O TANQUE SÉPTICO

Esta seção (tópicos 6.3.1 a 6.3.6) foi desenvolvida a partir da adaptação da metodologia apresentada por Pradel *et al.* (2018) para a determinação de fatores de alocação para o lodo e o efluente de sistemas de tratamento de esgoto.

6.3.1 Parâmetros relacionados à remoção de carbono

Utilizando as Eq. (7) e (8) apresentadas no tópico 5.1.3.2.1, obteve-se que:

$$\alpha_{C, lodo} = \frac{0,44}{4,11} = 0,11$$

Logo, $\alpha_{C, efluente}$ é igual a 0,89.

6.3.2 Parâmetros relacionados à remoção de nitrogênio

Utilizando as Eq. (9), (10) e (11) (apresentadas no tópico 5.1.3.2.2), tem-se que:

$$\alpha_{N, lodo} = \frac{1,11+0,222}{3,662} = 0,364$$

Logo, $\alpha_{N, efluente} = 0,636$

6.3.3 Parâmetros relacionados à remoção de fósforo

O parâmetro relacionado ao produto para a produção de lodo foi calculado utilizando a Eq. (12), apresentada no tópico 5.1.3.2.3. Segundo Lusk e Obreza (2017), aproximadamente, de 20% a 30% de remoção de fósforo é esperada no tanque séptico devido ao depósito de sólidos no fundo. Assim, foi considerada nesse estudo uma porcentagem de remoção de fósforo de 25%. E, como não foram utilizados reagentes químicos na operação do sistema, a eficiência de remoção química de fósforo foi considerada igual a 0.

Assim: $\alpha_P, \text{lodo} = 0,25$ e, portanto, $\alpha_P, \text{efluente} = 0,75$

A Tabela 40 traz um resumo dos valores para os parâmetros relacionados ao produto:

Tabela 40 - Resumo dos valores para os parâmetros relacionados ao produto

Parâmetros relacionados ao produto	Lodo	Efluente
Carbono (α_C)	$\alpha_C, \text{lodo} = 0,11$	$\alpha_C, \text{efluente} = 0,89$
Nitrogênio (α_N)	$\alpha_N, \text{lodo} = 0,364$	$\alpha_N, \text{efluente} = 0,636$
Fósforo (α_P)	$\alpha_P, \text{lodo} = 0,25$	$\alpha_P, \text{efluente} = 0,75$

Combinando estes parâmetros independentes ($\alpha_{k,i,r}$) é produzido o fator de alocação Cr. Cr foi desenvolvido em um procedimento de três etapas: representação matemática de parâmetros relacionados ao produto (etapa 1); determinação de uma matriz de inventário corretiva I (etapa 2) e finalização do Cr (etapa 3).

6.3.4 Representação matemática dos parâmetros relacionados ao tratamento de esgoto em tanque séptico

A razão de contribuição de cada parâmetro relacionado ao tratamento de esgoto foi calculada utilizando os parâmetros calculados na seção anterior (Tabela 40):

$$C_g = \begin{pmatrix} \alpha_{C,lodo} & \alpha_{C,efluente} \\ \alpha_{N,lodo} & \alpha_{N,efluente} \\ \alpha_{P,lodo} & \alpha_{P,efluente} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 0,11 & 0,89 \\ 0,364 & 0,636 \\ 0,25 & 0,75 \end{pmatrix}$$

6.3.5 Determinação da Matriz Corretiva de Inventário I

Alguns fluxos econômicos e ambientais são usados ou criados por um ou mais subprocessos, enquanto outros são usados ou gerados por todo o processo (ou seja, todos os subprocessos). Assim, uma matriz de inventário corretiva I, com termos $\lambda_{i,k}$, foi criada por Pradel *et al.* (2018) para ajustar C_g especificando se as entradas / saídas i (linhas) são usadas ou criadas por subprocessos k (colunas). A matriz I contém apenas uns e zeros. O número um indica que as entradas / saídas (i) são usadas ou criadas pelos subprocessos k , e o número zero, que não o são. A matriz I apresenta cinco linhas, considerando os fluxos de eletricidade, infraestrutura (que se refere aos materiais e equipamentos utilizados na construção dos sistemas), reagentes e emissões de CH_4 e N_2O . E três colunas representando os subprocessos de remoção de C, N e P. Como a infraestrutura foi usada em todos os subprocessos, as emissões atmosféricas possuem comportamentos específicos para remoção de C, N e P, respectivamente, e no tanque séptico não foi utilizado energia elétrica ou reagentes, a matriz I tomou o formato:

$$I = \begin{pmatrix} 0 & 0 & 0 \\ 1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 \end{pmatrix}$$

6.3.6 Finalização do fator de alocação (C_r)

O fator de alocação corrigido (C_r) obtido pelas Eq. (13) e (14) apresentadas no tópico 5.1.3.3, resulta em uma matriz na qual as linhas representam os fatores de alocação para cada entrada / saída (i) e as colunas representam os fatores de alocação para cada coproduto. A primeira e segunda coluna da matriz C_r representaram fatores de alocação corrigidos para o lodo (C_{lodo}) e o efluente tratado ($C_{efluente}$), respectivamente:

$$C_{i,r} = \begin{bmatrix} 0 & 0 \\ 1,224 & 1,776 \\ 0 & 0 \\ 0,110 & 0,890 \\ 0,364 & 0,636 \end{bmatrix}$$

$$\text{Então: } C_r = \begin{bmatrix} 0 & 0,09 \\ 0,41 & 0,59 \\ 0 & 0 \\ 0,11 & 0,89 \\ 0,36 & 0,64 \end{bmatrix} \text{ levando a: } C_{lodo} = \begin{bmatrix} 0 \\ 0,41 \\ 0 \\ 0,11 \\ 0,36 \end{bmatrix} \text{ e } C_{efluente} = \begin{bmatrix} 0 \\ 0,59 \\ 0 \\ 0,89 \\ 0,64 \end{bmatrix}$$

Assim, com base no ICV, a matriz C_{lodo} indicou os percentuais de carga ambiental que deveriam ser alocados para a produção de lodo: 41% dos recursos de infraestrutura, 11% das emissões de CH_4 e 36% das emissões de N_2O .

6.4 RESULTADOS DA ACCV DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Nessa seção serão abordados os seguintes tópicos:

- Detalhamento dos custos do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base;
- Detalhamento dos custos do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base;
- Detalhamento dos custos do Cenário 1 - Materiais (adotando as mesmas considerações do cenário base);
- Análise conjunta adotando as considerações do cenário de base;
- Análise conjunta do Cenário custo zero;
- Análise conjunta do Cenário Parelheiros;
- Correlação dos custos com a remoção de poluentes.

6.4.1 Detalhamento dos custos do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base

A Tabela 41 traz os custos de aquisição do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base. Incluindo entre estes, os custos de aquisição dos tubos e conexões de PVC, dos tijolos utilizados na construção da estrutura dos WC, do cimento, cal, areia e água utilizados para a produção da argamassa de assentamento e revestimento, da brita utilizada como meio filtrante e da mangueira utilizada para o descarte final do efluente. Nos cálculos do custo do terreno, considerou-se inicialmente apenas a área efetivamente ocupada pelas unidades estudadas. Mas, ao final desse tópico algumas simulações considerando outros valores de área foram realizadas, de modo a verificar como esse elemento impacta os custos.

Tabela 41 - Custos de aquisição do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base.

Item	Quantidade	Unidade	Custo Unitário (R\$)	Custo Total (R\$)
Tanque séptico	1	unidade	1.560*	1.560
Tubos de PVC, DN 25mm	8,68	m	2,78**	24,13
Tubos de PVC, DN 40 mm	6,5	m	2,40**	15,60
Tubos de PVC, DN 50 mm	16,99	m	10,76**	182,81
Tubos de PVC, DN 75 mm	2	m	23,54**	47,08
Registros de esfera soldável de PVC marrom, DN 40 mm	4	unidades	32,67**	130,68
Válvula de retenção em PVC, DN 50mm	1	unidades	48,73**	48,73
Tês de PVC, DN 25 mm	5	unidades	2,28**	11,40
Tês de PVC, DN 50 mm	4	unidades	6,72**	26,88
Joelho/cotovelo de PVC, DN 25 mm	4	unidades	0,59**	2,36
Joelho/cotovelo de PVC, DN 50 mm	4	unidades	4,14**	16,56
Cimento Portland	89,76	kg	0,48**	43,08
Cal hidratada	254,32	kg	0,45**	114,44
Areia média	892,8	kg	0,0388**	34,67
Água	0,2951	m ³	6,46****	1,91
Tijolo maciço comum	864	unidades	0,27**	233,28
Tijolo vazado (21 furos)	65	unidades	1,92**	124,80
Barras de aço corrugado	55,17	kg	3,40**	187,58
Brita n.1	3,41	m ³	54,47**	185,74
Brita n. 2	0,59	m ³	54,47**	32,14
Mangueira flexível transparente, DN 40 mm	3,2	m	12,05**	38,56
Área (terreno)	7,2	m ²	1.953,77****	14.067,14
Total				16.812,58

Fontes: *fornecedores; ** SINAPI (2016); *** COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (2017), **** Vasques (2015).

Para a estimativa do custo da água utilizada para o preparo da argamassa foi considerada a tarifa da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP(residencial – normal) de 2015 para a classe de consumo de 11-20 m³.mês⁻¹ (COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2017), tendo em vista que o sistema piloto foi projetado para uma família de 4 pessoas e que o consumo per capita de água em 2015 para São Paulo foi estimado em 159,2 l. hab⁻¹.dia⁻¹ (BRASIL, 2017). Os custos de construção e/ou instalação do Sistema TS+WCFV+WCFH 1 para o cenário base foram apresentados na Tabela 42. Estes envolvem os custos com a mão de obra para a construção da estrutura dos WC, bem como, o revestimento desta e a instalação dos tubos de PVC.

Tabela 42 - Custos de construção e/ou instalação do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base.

Item	Custo do m ² (R\$)	Área Construída (m ²)	Custo Total (R\$)
Alvenaria	55,19	12,52	690,98
Emboço (massa única)	25,84	29,78	769,51
Instalação dos tubos de PVC	Não se aplica	Não se aplica	74,16
Total		R\$1.534,65	

Para as estruturas foi considerada uma área de 12,52 m², pois o sistema possui 11,52 m² de paredes de tijolo convencional, mais 1 m² de paredes de tijolo de 21 furos. Para o emboço foi considerada uma área de 29,78 m² a ser revestida (vide cálculos apresentados no APÊNDICE A). Para o cálculo do custo com mão de obra para a instalação dos tubos de PVC, o SINAPI (2016) apresenta valores distintos de acordo com o diâmetro nominal (DN) dos tubos. Assim, esses custos foram obtidos conforme especificado na Tabela 43.

Tabela 43 - Considerações adotadas e custo total da mão de obra para a instalação dos tubos de PVC do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base.

DN do tubo utilizado (mm)	Metragem de tubo utilizada no Sistema (m)	Custo do metro de tubo instalado (R\$)	Custo total (R\$)
≤ a 40 mm	15,18 (8,68 + 6,50)	1,92	29,15
> 40 mm e ≤ 75 mm	18,99 (16,99 + 2,00)	2,37	45,01
Total			74,16

Nos custos de operação e manutenção do Sistema TS+WCFV+WCFH foram considerados os valores anuais referentes à mão de obra necessária para a poda dos WC e para a manutenção do sistema (considerando duas horas de trabalho por mês, para ambos os casos), além dos custos anuais com o transporte e disposição final do lodo (considerando uma limpeza por ano), conforme especificado na Tabela 44.

Tabela 44 - Custos anuais de operação e manutenção do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base.

Item	Quantidade	Unidade	Custo Unitário (R\$)	Custo Total (R\$)
Auxiliar de Jardinagem	24	Horas.homem ₁	14,77	354,48
Auxiliar de Manutenção	24	Horas.homem ₁	14,49*	347,76

Transporte e disposição final lodo	NA*	NA	325,00	325,00
------------------------------------	-----	----	--------	--------

*NA= Não se aplica

Contudo, como esses valores se repetem ao longo do ciclo de vida do sistema, foi calculado o VP referente ao período de 20 anos utilizando a Eq.(16) apresentada no tópico 5.2, obtendo-se os valores apresentados na Tabela 45.

Tabela 45 - VP dos custos de operação e manutenção do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base, considerando n=20 anos.

VP (R\$)		
Auxiliar de jardinagem	Auxiliar de manutenção	Transporte e disposição final do lodo
3559,43	3491,95	3263,41
VP total		10.314,79

Em relação aos custos de substituição, foi considerado que a mangueira seria trocada a cada 5 anos, e que o meio filtrante seria substituído a cada 10 anos (com base em STEER; ASELTYNE; FRASER, 2003; VYMAZAL, 2005; HUGHES-RILEY *et al.*, 2014; BESANÇON *et al.*, 2017). O VP referente a esses custos foi calculado utilizando a Eq. (17) do tópico 5.2, e foi apresentado na Tabela 46. Sendo que, o valor obtido para a taxa Selic equivalente à 20 anos, utilizando as Eq. (19), (20) e (21), foi de 18,04% e para o IPCA correspondeu à 7,70%. Assim, o valor de $1+r$, calculado com base na Eq. (18), foi de 1,096 e, portanto, a taxa de desconto (r) utilizada em todos os cálculos do presente trabalho foi de 9,6%².

Tabela 46 - VP dos custos de substituição para o Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base.

Material	VP - Ano 5 (R\$)	VP - Ano 10 (R\$)	VP - Ano 15 (R\$)	Soma do VP de cada material (R\$)
Mangueira	24,38	15,42	9,75	49,55
Brita	Não se aplica	87,12	Não se aplica	87,12
VP total da substituição (R\$)				136,67

Em relação aos custos de desativação, foi considerado o custo da mão de obra necessária para a demolição dos tanques e limpeza do terreno. Considerou-se que o trabalho seria realizado em oito horas, sendo contratadas duas pessoas para a realização dos procedimentos. Nos custos

² Em dezembro de 2015 o valor médio da taxa de juros a longo prazo (TJLP) era de 7% (BANCO NACIONAL DO DESENVOLVIMENTO, 2018).

também foram incluídas as despesas com o aluguel da caçamba de 7 m³ (vide cálculos do volume de resíduos apresentado no APÊNDICE H) e posterior transporte e disposição final dos resíduos. Tais valores foram obtidos com base na consulta à empresas que prestam esse serviço na região do estudo, tendo sido calculada a média dos valores informados por cinco empresas diferentes. Como esses custos só irão ocorrer após 20 anos, foi realizado o cálculo do VP, obtendo-se os valores apresentados na Tabela 47.

Tabela 47 - Custos de desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base.

Item	Quantidade	Unidade	Custo Unitário (R\$)	Custo Total (R\$)
Mão de obra	16	Horas.homem ⁻¹	14,49*	231,84
Aluguel de caçamba, transporte e disposição final dos resíduos	1	unidade	303,00	303,00
Soma dos custos de desativação: R\$ 534,84				
VP (n= 20 anos):R\$ 85,51				

*Foi considerado o valor da hora do auxiliar de serviços gerais fornecido pelo relatório do SINAPI (SINAPI, 2016)

A Tabela 48 apresenta um resumo dos custos incorridos ao longo do ciclo de vida do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base, convertidos para o VP quando for o caso, bem como, o valor do CCV, obtido pela soma dos custos, conforme a Eq. (15) apresentada no tópico 5.2. São apresentados também os custos por m³ de esgoto tratado em 20 anos e a porcentagem representada por cada custo na composição do CCV.

Tabela 48 - Resumo dos custos incorridos ao longo do ciclo de vida do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base.

Tipo de custo	Valor (R\$)	Custo por m ³ de esgoto tratado em 20 anos (R\$)	Porcentagem em relação ao CCV (%)
CA	16.812,58	3,60	58,21
CCI	1.534,65	0,33	5,31
OM	10.314,79	2,21	35,71
S	136,67	0,03	0,47
D	85,51	0,02	0,30
CCV	28.884,20	6,18	100,00

Com base na análise da Tabela 48, é possível verificar que os custos de aquisição, seguidos pelos custos de operação e manutenção foram os que mais impactaram o CCV do Sistema

TS+WCFV+WCFH, representando 93,92% do valor deste. Os custos de operação e manutenção são bastante representativos, porque eles ocorrem mensalmente ao longo de todo o ciclo de vida do Sistema TS+WCFV+WCFH, diferentemente de todos os demais custos, que não apresentam essa periodicidade. Dentre os custos de aquisição, o elemento mais impactante é o custo de aquisição do terreno, que representa 84,67% dos custos de aquisição. O segundo maior valor de custo de aquisição está relacionado ao custo tanque séptico, contudo este representa apenas 9,28% do custo total de aquisição. Se fossem considerados todos os elementos utilizados na construção e revestimento da parte estrutural WC (tijolos, cimento, cal, areia, água e barras de aço), os custos de todos esses itens somados, corresponderia a 4,40% dos custos de aquisição. Sendo portanto, bem menos representativos do que os custos relacionados à aquisição do terreno. Somando os custos de aquisição do terreno a estes últimos custos, seria obtido que eles representam no total 89,07% dos custos de aquisição. Um resultado semelhante a este foi obtido por Mburu *et al.* (2013), que em um estudo sobre um WC horizontal de fluxo subsuperficial encontraram que 93% dos custos de aquisição estavam relacionados à compra de terreno e às obras de alvenaria.

6.4.2 Detalhamento dos custos do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base

A Tabela 49 traz os custos de aquisição de materiais de construção e do terreno para a instalação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base. Assim, como para o Sistema TS+WCFV+WCFH, foi feito um levantamento dos custos referentes aos tubos e conexões de PVC e dos materiais utilizados no meio filtrante (brita e areia grossa). Como nesse sistema os tanques não foram construídos com tijolos (assim, como no caso do Sistema TS+WCFV+WCFH), mas sim produzidos em fibra de vidro, o custo da aquisição desses tanques também é apresentado. O custo dos materiais e equipamentos utilizados para a aeração do sistema, tais como, compressor de ar e mangueiras também foram incluídos.

Tabela 49 - Custos de aquisição do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base.

Item	Quantidade	Unidade	Custo Unitário (R\$)	Custo Total (R\$)
Tanque séptico	1	unidade	2.340	2.340,00
Tubo de PVC, DN 20	4,5	m	4,70	21,15
Tubo de PVC, DN 40	12,4	m	8,68	107,63
Tubo PVC, DN 100	3	m	9,90	29,70
Tê de PVC, DN 40 mm	7	Unidade	10,51	73,57
Tê de PVC água 1/2"	5	Unidade	3,64	18,20
Cotovelo / joelho PVC, 1/2"	8	Unidade	1,46	11,68
Cotovelo PVC, DN 40	8	Unidade	3,55	28,40
Registro tipo esfera de PVC, DN 40 mm	2	Unidade	32,67	65,34
Flange parafusos 6 furos	3	Unidade	8,05	24,15
Cap PVC, DN 40 Água	2	Unidade	2,68	5,36
Tanque do WC aerado	1	Unidade	1.787,35	1.787,35
Decantador	1	Unidade	1.657,50	1.657,50
Tanque do WC saturado	1	Unidade	2.971,45	2.971,45
Brita n.2	3	m ³	54,47	163,41
Areia grossa	2	m ³	57,72	115,44
Compressor eletromagnético	1	Unidade	750,00	750,00
Mangueira corrugada em PEAD, DN 40 mm	3,90	m	5,91	23,04
Mangueira Porosa, 75cm	4	Unidade	26,00	104,00
Mangueira cristal 1/2"	4,50	m	1,05	4,73
Terreno	6,77	m ²	1.953,77	13.227,02
Custo total (R\$)	23.529,12			

A Tabela 50 traz um resumo dos custos de construção e/ou instalação, que envolve os custos com a mão de obra para a instalação dos tanques e para a instalação elétrica.

Tabela 50 - Custos de construção e/ou instalação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base.

Item	Quantidade	Unidade	Custo Unitário (R\$)	Custo Total (R\$)
Ligação da tubulação	Não se aplica	Não se aplica	Não se aplica	39,56
Instalação Elétrica	4	Horas.homem ¹	20,52*	82,08
Custo total de construção e/ou instalação (R\$)				121,64

*Valor da hora para eletricitista com encargos complementares, fornecido pelo relatório do SINAPI (SINAPI, 2016).

Na Tabela 51 são apresentadas as considerações adotadas (com base no relatório do SINAPI, 2016) para estabelecer o custo referente à mão de obra para a instalação dos tubos de PVC, apresentado na tabela anterior.

Tabela 51 - Considerações adotadas e custo total da mão de obra para a instalação dos tubos de PVC do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

DN do tubo utilizado (mm)	Metragem de tubo utilizada no Sistema (m)	Custo do metro de tubo instalado (R\$)	Custo total (R\$)
≤ a 40 mm	16,90 (4,50 + 12,40)	1,92	32,45
> 40 mm e ≤ 75 mm	3,00	2,37	7,11
Total			39,56

No cálculo dos custos de operação e manutenção foram considerados os valores anuais referentes à mão de obra necessária para a poda dos WC e a manutenção do sistema, além dos custos anuais com o transporte e disposição final do lodo (tendo sido considerados os mesmos valores do Sistema TS+WCFV+WCFH) e os gastos referentes ao consumo de energia elétrica pelo compressor de ar, conforme apresentado na Tabela 52.

Tabela 52 - Custos de operação e manutenção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV.

Item	Quantidade	Unidade	Custo Unitário (R\$)	Custo Total por ano (R\$)
Auxiliar de Jardinagem	24	Horas.homem ₁	14,77	354,48
Auxiliar de Manutenção	24	Horas.homem ₁	14,49	347,76
Disposição final lodo	Não se aplica	Não se aplica	325,00	325,00
Energia - Compressor	876,00	kWh.ano ⁻¹	0,20111	176,17

Ao longo do ano de 2015 a bandeira tarifária de energia elétrica esteve na cor vermelha. A tarifa para o subgrupo B1, que representa os consumidores residenciais, era de R\$ 0,20111 por kWh para a bandeira vermelha (AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA, 2015). Assim, esse valor foi considerado nos cálculos.

O VP dos custos de operação e manutenção para n=20 anos estão apresentados na Tabela 53.

Tabela 53 - VP dos custos de operação e manutenção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base, considerando n=20 anos.

VP (R\$)			
Auxiliar de jardinagem	Auxiliar de manutenção	Disposição final do lodo	Energia-compressor
3559,43	3491,95	3263,41	1657,11
VP total (R\$) 11.971,90			

Pela análise da Tabela 54 é possível constatar que o VP referente aos gastos relativos ao consumo de energia elétrica pelo compressor representa cerca de 14% do VP total dos custos de operação e manutenção.

O VP dos custos de substituição incorridos ao longo do ciclo de vida do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV estão apresentados na Tabela 46. Para as mangueiras e o compressor de ar, considerou-se que a substituição seria feita a cada 5 anos (vide GLICK; GUGGEMOS, 2013). Para o meio filtrante (brita e areia) foi considerada uma troca a cada 10 anos, mesmo período considerado para o Sistema TS+WCFV+WCFH.

Tabela 54 - VP dos custos de substituição do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base.

Material	VP - Ano 5 (R\$)	VP - Ano 10 (R\$)	VP - Ano 15 (R\$)	Soma do VP de cada material (R\$)
mangueiras	75,73	47,89	30,28	153,91
compressor	474,25	299,89	189,63	963,77
meio filtrante - brita	Não se aplica	65,34	Não se aplica	65,34
filtrante - areia	Não se aplica	46,16	Não se aplica	46,16
VP total da substituição (R\$)				1.229,17

Os valores adotados para os custos de desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base, considerando o aluguel de uma caçamba com capacidade de 6 m³ (vide cálculos do APÊNDICE H) estão apresentados na Tabela 55.

Tabela 55 - Custos de desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH.

Item	Quantidade	Unidade	Custo Unitário (R\$)	Custo Total (R\$)
Mão de obra	16	Horas.homem ⁻¹	14,49*	231,84
Aluguel de caçamba, transporte e disposição final dos resíduos	1	unidade	260,00	260,00
Soma dos custos de desativação: R\$ 491,84				
VP (n= 20 anos):R\$ 78,63				

*Foi considerado o valor da hora do auxiliar de serviços gerais fornecido pelo relatório do SINAPI(SINAPI, 2016)

Os custos ocorridos ao longo do ciclo de vida do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base, os custos por m³ de esgoto tratado em 20 anos e a porcentagem representada por cada custo em relação ao CCV estão resumidos na Tabela 56.

Tabela 56 - Resumo dos custos totais do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, valor do m³ de esgoto tratado em 20 anos e porcentagem em relação ao CCV.

Tipo de custo	Valor (R\$)	Valor por m ³ de esgoto tratado em 20 anos	Porcentagem em relação ao CCV
CA	23.529,12	2,15	63,71
CCI	121,64	0,01	0,33
OM	11.971,90	1,09	32,42
S	1.229,17	0,11	3,33
D	78,63	0,01	0,21
CCV	36.930,46	3,37	100,00

Com base na análise da Tabela 56, constata-se que, assim como para o Sistema 1, os custos de aquisição, seguidos pelos custos de operação e manutenção foram os que mais impactaram o CCV do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base, representando 96,1% dos custos totais. Dentre os custos de aquisição, o elemento mais impactante foi o custo para a aquisição do terreno. Mesmo somando os custos de todos os tanques utilizados no tratamento secundário, o valor encontrado seria inferior ao custo do terreno. Somando o custo de aquisição de todos esses tanques, obtém-se que estes representam 37,2% dos custos de aquisição, enquanto o custo do terreno representa 56,2% destes. Como um diferencial do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV é que um dos WC é aerado artificialmente, os custos relacionados à aeração foram analisados separadamente, e agrupados na Tabela 57.

Tabela 57 - Custos relacionados à aeração do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base.

Tipo de custo	Item analisado	Custo (R\$)
CA	Compressor eletromagnético	750,00
CA	Mangueira Porosa, 75cm	104,00
CA	Mangueira cristal 1/2"	4,73
CCI	Instalação Elétrica	82,08
OM	Energia - Compressor	1.657,11
S	Compressor	963,77
Custo total		R\$ 3.561,69

Pela análise da Tabela 57, pode-se observar que os custos com a aeração representam 9,6% do CCV do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base.

6.4.3 Detalhamento dos custos do Cenário 1 - Materiais (adotando as mesmas considerações do cenário base)

Como o Cenário 1 - Materiais, representa uma simulação onde o sistema estudado, teria as mesmas características e dimensões do Sistema TS+WCFV+WCFH, contudo seria construído utilizando fibra de vidro ao invés de tijolos, os custos de operação e manutenção e de substituição considerados para este sistema foram os mesmos do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário base. E, os custos de construção e/ou instalação e de desativação considerados foram os mesmos do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário base, tendo em vista que ambos possuem tanques de fibra de vidro, e que o volume de resíduos proveniente da demolição apresenta valores próximos (vide cálculos do APÊNDICE H). A Tabela 58, traz os custos de aquisição do Cenário 1 - Materiais (adotando as mesmas considerações do cenário base), envolvendo os custos para a aquisição dos tubos e conexões de PVC, do meio filtrante (brita n.1 e n.2), da mangueira para o descarte do efluente, e do terreno para a instalação do Sistema (sendo que todos esses custos são iguais aos do Sistema TS+WCFV+WCFH), bem como, o custo de aquisição dos WC em fibra de vidro.

Tabela 58 - Custos de aquisição do Cenário 1 - Materiais (adotando as mesmas considerações do cenário base).

Item	Quantidade	Unidade	Custo Unitário (R\$)	Custo Total (R\$)
Tanque séptico	1	unidade	1.560	1.560
Tubos de PVC, DN 25mm	8,68	m	2,78	24,13
Tubos de PVC, DN 40 mm	6,5	m	2,40	15,60
Tubos de PVC, DN 50 mm	16,99	m	10,76	182,81
Tubos de PVC, DN 75 mm	2	m	23,54	47,08
Registros de esfera soldável de PVC marrom, DN 40 mm	4	unidades	32,67	130,68
Válvula de retenção em PVC, DN 50mm	1	unidades	48,73	48,73
Tês de PVC, DN 25 mm	5	unidades	2,28	11,40
Tês de PVC, DN 50 mm	4	unidades	6,72	26,88
Joelho/Cotovelo de PVC, DN 25 mm	4	unidades	0,59	2,36
Joelho/Cotovelo de PVC, DN 50 mm	4	unidades	4,14	16,56
WCFV (fibra de vidro)	1	unidades	3.031,50	3.031,50
WCFH (fibra de vidro)	1	unidades	2.273,63	2.273,63
brita n.1	3,41	m ³	54,47	185,74
brita n.2	0,59	m ³	54,47	32,14
Mangueira flexível transparente, DN 40 mm	3,2	m	12,05	38,56
Terreno	7,2	m ²	1.953,77	14.067,14
Total (R\$)				21.694,94

Um resumo dos custos totais do Cenário 1 - Materiais e dos custos por m³ de esgoto tratado em 20 anos, bem como, da porcentagem representada por cada custo na composição do CCV (adotando as mesmas considerações do cenário base) é apresentado na Tabela 59.

Tabela 59 - Custos totais do Cenário 1 – Materiais, valor por m³ de esgoto tratado em 20 anos e porcentagem em relação ao CCV (adotando as mesmas considerações do cenário base)

Tipo de custo	Valor (R\$)	Valor por m ³ de esgoto tratado em 20 anos (R\$)	Porcentagem do CCV (%)
CA	21.694,94	4,64	67,07
CCI	121,64	0,03	0,38
OM	10.314,79	2,21	31,89
S	136,67	0,03	0,42
D	78,63	0,02	0,24
CCV	32.346,67	6,92	100,00

Com base na análise da Tabela 59, é possível verificar que os custos de aquisição, seguidos pelos custos de operação e manutenção novamente foram os que mais impactaram os custos, representando 98,96% dos custos totais. Dentre os custos de aquisição, o elemento mais impactante foi o custo para a aquisição do terreno. Somando o custo de aquisição de todos de todos os tanques utilizados no tratamento secundário, obtém-se que estes representam 24,45% dos custos de aquisição, enquanto o custo do terreno representa 64,84% destes. Contudo, se analisarmos a Tabela 58, é possível constatar que os tanques dos WCFV e WCFH representaram 69% dos custos de aquisição do Cenário 1- Materiais.

6.4.4 Análise conjunta adotando as considerações do cenário de base

Embora não seja possível fazer uma comparação direta entre os Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV, pois esses possuem efluentes e vazões de tratamento diferentes, é possível fazer algumas análises conjuntas destes. Como a única diferença do Cenário 1 – Materiais em relação ao Sistema TS+WCFV+WCFH é o uso de diferentes materiais de construção, nesse caso, é possível fazer comparações diretas, mostrando como o uso de diferentes materiais afeta o custo dos sistemas. A Figura 21 traz um resumo de todos os custos ocorridos ao longo do ciclo de vida dos Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV e do Cenário 1 – Materiais.

Figura 21 - Resumo de todos os custos ocorridos ao longo do ciclo de vida dos Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV e do Cenário 1 – Materiais (adotando as considerações do cenário de base).

Sistema TS+WCFV+ WCFH		Sistema TS+WCFL+D S+WCFV		Cenário 1 - Construção	
CA	R\$ 16.812,58	CA	R\$ 23.529,12	CA	R\$ 21.694,94
CCI	R\$ 1.534,65	CCI	R\$ 121,64	CCI	R\$ 121,64
OM	R\$ 10.314,79	OM	R\$ 11.971,90	OM	R\$ 10.314,79
S	R\$ 136,67	S	R\$ 1.229,17	S	R\$ 136,67
D	R\$ 85,51	D	R\$ 78,63	D	R\$ 78,63
CCV	R\$ 28.884,20	CCV	R\$ 36.930,46	CCV	R\$ 32.346,67

Dentro dessa perspectiva, o Sistema TS+WCFV+WCFH foi o que apresentou um menor valor de CCV. Contudo, analisando os custos por m³ de esgoto tratado (Figura 22), um resultado diferente é obtido. Nesse caso, o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV é o que apresenta um menor CCV. Isso se deve ao fato do volume médio de esgoto tratado ao longo de 20 anos no Sistema

TS+WCFL+DS+WCFV (10.950 m³) ser muito superior ao volume médio tratado no Sistema TS+WCFV+WCFH ao longo do mesmo período, e consequentemente, no Cenário 1 – Materiais (4.672 m³).

Figura 22 - Resumo de todos os custos por m³ de esgoto tratado ocorridos ao longo do ciclo de vida dos Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV e do Cenário 1 – Materiais (adotando as considerações do cenário de base).

Sistema TS+WCFV+ WCFH		Sistema TS+WCFL+D S+WCFV		Cenário 1 - Construção	
CA	R\$ 3,60	CA	R\$ 2,15	CA	R\$ 4,64
CCI	R\$ 0,33	CCI	R\$ 0,01	CCI	R\$ 0,03
OM	R\$ 2,21	OM	R\$ 1,09	OM	R\$ 2,21
S	R\$ 0,03	S	R\$ 0,11	S	R\$ 0,03
D	R\$ 0,02	D	R\$ 0,01	D	R\$ 0,02
CCV	R\$ 6,18	CCV	R\$ 3,37	CCV	R\$ 6,92

Pela análise da Figura 22, é possível constatar que o CCV do Sistema TS+WCFV+WCFH e do Cenário 1 – Materiais por m³ de esgoto tratado apresentam valores muito próximos. Contudo, considerando que ambos os sistemas possuem as mesmas dimensões, e que os custos de OM e S considerados foram os mesmos, é possível concluir com base nesses resultados que o uso da fibra de vidro na construção dos tanques ao invés da alvenaria em tijolos, aumentou em cerca de 12% o valor do CCV, e em 28,9% os custos de aquisição por m³ de esgoto tratado. Tal diferença se deve aos custos de aquisição dos tanques de fibra de vidro serem superiores ao custo para a construção em alvenaria. Considerando ainda que esses sistemas costumam ser instalados em regiões periféricas ou rurais, o transporte dos tanques em fibra de vidro do local de fabricação até o onde serão instalados pode implicar em custos elevados (caso não haja fabricantes desse tipo de tanque próximo ao local de instalação), aumentando mais ainda os custos incorridos ao longo do ciclo de vida do sistema. Além disso, o custo da mão de obra nessas regiões costuma ser menor do que nos grandes centros, podendo tornar a opção pelo uso dos tanques em fibra de vidro ainda mais desfavorável em relação à alvenaria. O custo de aquisição do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV ficou bem inferior ao do Sistema TS+WCFV+WCFH e Cenário 1 - Materiais (representando pouco mais de 50% do valor deste). Os custos de operação e manutenção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV também representaram pouco menos de 50% dos custos de operação e manutenção do Sistema TS+WCFV+WCFH e Cenário 1 – Materiais, ainda que no Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, um

maior número de elementos tenham sido considerados nos cálculos, devido ao consumo de energia elétrica pelo compressor utilizado para a aeração do sistema. Tal fato, pode ser explicado novamente, pela maior vazão de esgoto tratado no Sistema TS+WCFL+DS+WCFV. Gkika, Gikas e Tsihrintzis (2014) em uma análise de custo de 9 sistemas de WC instalados na Grécia, constataram, que em termos de custos de operação, existe uma economia de escala, porque à medida que a população atendida (e consequentemente a vazão tratada pelos sistemas) aumentava, o custo de operação por m³ de esgoto tratado diminuía significativamente.

6.4.5 Análise conjunta do cenário custo zero

Fez-se uma simulação desconsiderando o custo do terreno, de modo a verificar como os demais custos se correlacionariam nesse caso. Nesse cenário, teria-se para o Sistema TS+WCFV+WCFH um custo de aquisição de R\$2.745,44, para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV este custo seria de R\$10.302,10, e para o Cenário 1 - Materiais de R\$7.627,80. E o valor de cada tipo de custo considerado nesse estudo, bem como, do CCV, seriam os apresentados na Figura 23.

Figura 23 - Valor de cada tipo de custo considerado nesse estudo, bem como, do CCV para o Cenário custo zero.

Sistema TS+WCFV+ WCFH		Sistema TS+WCFL+D S+WCFV		Cenário 1 - Construção	
CA	2.745,44	CA	R\$ 10.302,10	CA	R\$ 7.627,80
CCI	1.534,65	CCI	R\$ 121,64	CCI	R\$ 121,64
OM	10.314,79	OM	R\$ 11.971,90	OM	R\$ 10.314,79
S	136,67	S	R\$ 1.229,17	S	R\$ 136,67
D	85,51	D	R\$ 78,63	D	R\$ 78,63
CCV	14.817,06	CCV	R\$ 23.703,44	CCV	R\$ 18.279,53

Pela análise da Figura 23 é possível constatar que nessa Simulação o Sistema TS+WCFV+WCFH foi o que apresentou o menor CCV. E o elemento que mais contribuiu para isso foi a escolha do tipo de material selecionado para a construção dos WC. Isso fica bastante evidente quando é feita a comparação entre os custos de aquisição do Cenário 1- Materiais com os do Sistema TS+WCFV+WCFH. Em comparação com os resultados apresentados na Figura 21 (cenário base), os custos de aquisição, nesse cenário são 6,1 vezes menores para o Sistema 1; 2,3 vezes menores para o Sistema 2; e 2,8 vezes menores para o Cenário 1 – Materiais. Evidenciando, assim, o peso que o custo do terreno tem nos custos de aquisição, sobretudo para

o Sistema TS+WCFV+WCFH, no qual os custos para a aquisição dos materiais de construção foram bem inferiores aos dos demais sistemas.

Além disso, nesse cenário, os custos de operação e manutenção seriam os dominantes tanto para o Sistema TS+WCFV+WCFH quanto para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV e Cenário 1 - Materiais, diferentemente do que ocorreu no cenário de base. Confirmando o grande peso que o custo do terreno tem em relação ao CCV.

Para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, apesar dos custos de operação e manutenção serem dominantes (representando 50,5% do CCV), estes representam uma porcentagem muito próxima a encontrada para os custos de aquisição (43,5%), demonstrando mais uma vez que o custo de aquisição dos tanques de fibra de vidro, possui um grande impacto na composição do CCV.

Contudo realizando uma análise por m³ de esgoto tratado, novamente o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV aparece como aquele que apresenta o menor CCV (vide Figura 24). E o CCV do Cenário 1 – Materiais é 23,3% superior ao do Sistema TS+WCFV+WCFH.

Figura 24 - Valor de cada tipo de custo considerado nesse estudo, bem como, do CCV por m³ de esgoto tratado em 20 anos para o Cenário custo zero.

Sistema TS+WCFV+WCFH		Sistema TS+WCFL+DS+WCFV		Cenário 1 - Construção	
CA	0,59	CA	R\$ 0,94	CA	R\$ 1,63
CCI	0,33	CCI	R\$ 0,01	CCI	R\$ 0,03
OM	2,21	OM	R\$ 1,09	OM	R\$ 2,21
S	0,03	S	R\$ 0,11	S	R\$ 0,03
D	0,02	D	R\$ 0,01	D	R\$ 0,02
CCV	3,17	CCV	R\$ 2,16	CCV	R\$ 3,91

Em um estudo realizado na Espanha, Garfí, Flores e Ferrer (2017) realizaram uma análise econômica de um sistema de WC incluindo, tratamento primário (tanque séptico), duas WCFV operando alternativamente, e uma de fluxo subsuperficial horizontal plantada com *Phragmites australis*, tratando uma vazão de 292,5 m³ por dia. Para tal sistema, encontraram para os custos de aquisição (desconsiderando o custo do terreno) um valor de 0,15 euros por m³ de esgoto tratado em 20 anos e para os custos de operação e manutenção, um valor de 0,40 euros por m³. Na mesma pesquisa também foi feita uma análise dos custos de um sistema de lodos ativados com aeração prolongada tratando a mesma vazão dos WC (292,5 m³ por dia), e para tal sistema os autores encontraram um custo de operação e manutenção por m³ de esgoto tratado em 20

anos de 0,79 euros. Assim, o custo de operação e manutenção encontrado para o sistema de lodos ativados, representou quase o dobro do valor encontrado para o sistema de WCs. Segundos os autores, o maior custo de operação e manutenção encontrado para o sistema de lodos ativados deveu-se principalmente ao maior consumo de eletricidade.

Contudo, no presente estudo, o sistema com aeração apresentou um CCV por m³ de esgoto tratado, menor do que o sistema sem aeração. Isso se deve em grande parte a menor necessidade de área por m³ de esgoto tratado do sistema aerado, em comparação aos sistemas sem aeração. E, também ao fato da energia elétrica ter sido utilizada apenas para a aeração do sistema, não havendo a necessidade de bombeamento como ocorreu no sistema de lodos ativados do referido estudo.

6.4.6 Análise conjunta do cenário Parelheiros

Considerando que, na hipótese do sistema ser instalado em uma localidade com um preço do metro quadrado do terreno igual ao valor médio encontrado para a região de Parelheiros (ou seja, R\$ 346,32 em 2015). E, utilizando para a estimativa do custo da água usada na preparação da argamassa, a tarifa residencial social da SABESP de 2015 que era de R\$ 2,42 por m³, tendo em vista que a ideia nessa análise seria implantar o sistema em uma região de baixa renda, os custos ocorridos ao longo do CCV do Sistema TS+WCFV+WCFH seriam os apresentados na Tabela 60.

Tabela 60 - Resumo dos custos do incorridos ao longo do ciclo de vida do Sistema TS+WCFV+WCFH para o cenário Parelheiros.

Tipo de custo	Valor (R\$)	Custo por m³ de esgoto tratado (R\$)	Porcentagem em relação ao CCV (%)
CA	5.237,94	1,12	30,26
CCI	1.534,64	0,33	8,87
OM	10.314,79	2,21	59,59
S	136,67	0,03	0,79
D	85,51	0,02	0,49
CCV	17.309,35	3,70	100,00

Nesse caso, os custos de operação e manutenção seriam superiores ao custo de aquisição. E o CCV seria cerca de 1,7 vezes menor que o CCV do cenário base. Se a mesma suposição quanto ao custo do terreno fosse feita para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, considerando

para a estimativa do consumo de energia elétrica, a tarifa para a categoria de baixa renda, cujo valor era de R\$0,18839 por kWh para a bandeira vermelha em 2015 (AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA, 2015), seriam obtidos custos apresentados na Tabela 61.

Tabela 61 - Resumo dos custos do incorridos ao longo do ciclo de vida do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV para o cenário Parelheiros

Tipo de custo	Valor (R\$)	Valor por m³ de esgoto tratado em 20 anos (R\$)	Porcentagem em relação ao CCV (%)
CA	12.646,69	1,15	48,95
CCI	121,64	0,01	0,47
OM	11.759,01	1,07	45,52
S	1.229,17	0,11	4,76
D	78,63	0,01	0,30
CCV	25.835,14	2,36	100,00

Nesse caso, os custos de aquisição seriam superiores aos custos de operação e manutenção. E o CCV seria cerca de 1,43 vezes menor que o CCV do cenário base.

Caso o sistema do Cenário 1 - Materiais fosse instalado em uma região com o custo do m² equivalente ao encontrado para Parelheiros, os custos referentes ao Cenário 1- Materiais seriam os apresentados na Tabela 62.

Tabela 62 - Custos totais do Cenário 1 - Materiais (adotando as mesmas considerações do cenário Parelheiros)

Tipo de custo	Valor (R\$)	Valor por m³ de esgoto tratado (R\$)	Porcentagem do CCV (%)
CA	10.121,30	2,17	48,72
CCI	121,64	0,03	0,59
OM	10.314,79	2,21	49,65
S	136,67	0,03	0,66
D	78,63	0,02	0,38
CCV	20.773,03	4,45	100,00

Nesse caso, diferentemente dos dois anteriores, os custos de operação e manutenção seriam ligeiramente superiores aos de aquisição. E o CCV seria cerca de 1,56 vezes menor que o CCV do cenário base.

A Figura 25 traz um resumo dessas simulações. Comparando os valores apresentados na Figura 25 com os valores apresentados na Figura 21 (cenário base) para os custos de operação e manutenção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, pode-se perceber uma ligeira redução nos

custos devido à adoção da tarifa social de energia (R\$ 212,89 a menos). Contudo, os custos de aquisição são bem inferiores (R\$ 10.882,43 a menos), devido à redução significativa no custo de aquisição do terreno.

Figura 25 - Valor de cada tipo de custo considerado nesse estudo, bem como, do CCV para o Cenário Parelheiros.

Sistema TS+WCFV+WCFH		Sistema TS+WCFL+D S+WCFV		Cenário 1 - Construção	
CA	5.237,94	CA	12.646,69	CA	10.121,30
CCI	1.534,64	CCI	121,64	CCI	121,64
OM	10.314,79	OM	11.759,01	OM	10.314,79
S	136,67	S	1.229,17	S	136,67
D	85,51	D	78,63	D	78,63
CCV	17.309,35	CCV	25.835,14	CCV	20.773,03

Um resumo dos custos por m³ de esgoto tratado para esse cenário é apresentado na Figura 26.

Figura 26 - Valor de cada tipo de custo considerado nesse estudo, bem como, do CCV por m³ de esgoto tratado em 20 anos para o Cenário Parelheiros.

Sistema TS+WCFV+WCFH		Sistema TS+WCFL+D S+WCFV		Cenário 1 - Construção	
CA	1,12	CA	1,15	CA	2,17
CCI	0,33	CCI	0,01	CCI	0,03
OM	2,21	OM	1,07	OM	2,21
S	0,03	S	0,11	S	0,03
D	0,02	D	0,01	D	0,02
CCV	3,70	CCV	2,36	CCV	4,45

Comparando o CCV por m³ de esgoto tratado em 20 anos obtido para o cenário base, com o CCV por m³ de esgoto tratado em 20 anos obtido para o cenário Parelheiros (Figura 26), pode-se constatar que esse é 40,1% menor para o Sistema TS+WCFV+WCFH, 30% menor para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV; e 35,7% menor para o Cenário 1 – Materiais.

6.4.7 Correlação dos custos com a remoção de DQO, NT e PT

Como comentado no início desse tópico, os Sistemas TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV produzem efluentes com características distintas. Assim foram feitas algumas correlações entre o CCV do cenário de base e a remoção de DQO, NT e PT em kg considerando o volume de esgoto tratado ao longo de 20 anos, conforme apresentado Tabela 63.

Tabela 63 - Correlação dos custos do cenário de base com a remoção de DQO, NT e PT (em kg) considerando o volume de esgoto tratado ao longo de 20 anos

Sistema TS+WCFV+WCFH					
Poluente	Quantidade no esgoto bruto em 20 anos (kg)	Quantidade no esgoto tratado em 20 anos (kg)	Quantidade removida (kg)	Eficiência de remoção (%)	CCV por kg de poluente removido (R\$.kg removido ⁻¹)
DQO	4.517,82	605,45	3.912,38	86,60	7,38
NT	377,96	348,57	29,40	7,78	982,46
PT	47,19	33,76	13,43	28,46	2.150,72
Sistema TS+WCFL+DS+WCFV					
Poluente	Quantidade no esgoto bruto em 20 anos (kg)	Quantidade no esgoto tratado em 20 anos (kg)	Quantidade removida (kg)	Eficiência de remoção (%)	CCV por kg de poluente removido (R\$.kg removido ⁻¹)
DQO	10.588,65	832,20	9.756,45	92,14	3,79
NT	885,86	421,58	464,28	52,41	79,54
PT	110,60	59,13	51,47	46,53	717,51
Cenário 1 - Materiais					
Poluente	Quantidade no esgoto bruto em 20 anos (kg)	Quantidade no esgoto tratado em 20 anos (kg)	Quantidade removida (kg)	Eficiência de remoção (%)	CCV por kg de poluente removido (R\$.kg removido ⁻¹)
DQO	4.517,82	605,45	3.912,38	86,60	8,27
NT	377,96	348,57	29,40	7,78	1.100,23
PT	47,19	33,76	13,43	28,46	2.408,54

Tendo em vista que no Sistema TS+WCFL+DS+WCFV foi tratada uma vazão de esgoto muito maior que a do Sistema TS+WCFV+WCFH (mais que o dobro), obtendo resultados de remoção de poluentes mais satisfatórios (principalmente para o NT e PT), e requerendo uma área para a instalação dos sistemas menor, bem como, um custo por m³ de esgoto tratado em 20 anos menor, pode ser um indicativo de que a aeração dos sistemas, de fato possibilita a

obtenção de um efluente final de qualidade superior, com um CCV inferior (devido a menor necessidade de área). Em um estudo sobre os custos de um WC aerado, Labella et al. (2015) concluíram que as melhorias no tratamento de águas residuais proporcionadas pela aeração podem resultar na redução do requerimento da área superficial. Para uma concentração de 0,5 mgO₂.L⁻¹ de esgoto tratado, os gastos relativos ao consumo de energia elétrica foram compensados pela redução da necessidade de área superficial, reduzindo os custos em 27-31% considerando a remoção de DQO e em 10-14% considerando a remoção de nitrogênio. Segundo os autores, em geral, até 50% dos custos poderiam ser reduzidos com a aeração contínua dos WC. O cenário 1- Materiais apresentou custos superiores ao Sistema TS+WCFV+WCFH devido ao seu CCV ser maior, pelas razões já explicadas anteriormente.

7 CONCLUSÃO

A partir do presente estudo foi possível identificar quais etapas (construção, operação ou desativação) e fluxos de entrada ou saída referentes aos sistemas e cenários estudados possuem um maior potencial de causar impactos ambientais (em relação às categorias de impacto analisadas) e custos. Em relação a estes quesitos, conclui-se que:

- Em todas as análises, para as categorias de eutrofização de água doce, mudanças climáticas, e formação de oxidantes fotoquímicos a etapa de operação foi a que mais contribuiu para os potenciais impactos ambientais. Isso se deve, respectivamente, à incompleta remoção de fósforo e nitrogênio no efluente e aos gases emitidos pelos sistemas de tratamento. Assim, a investigação de estratégias para minimizar esses potenciais impactos ambientais, por meio do aumento da eficiência de remoção de nutrientes e minimização da emissão de gases mostra-se uma estratégia promissora.
- Em relação ao Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, para todas as categorias de impacto analisadas, a etapa de operação foi a que apresentou os maiores potenciais de causar impactos ambientais. Esses resultados se devem em parte aos impactos relativos ao uso de energia elétrica, mas também deve ser considerado que foram utilizados materiais diferentes na construção/fabricação dos tanques. Isso explica, a razão pela qual para o Sistema TS+WCFV+WCFH, os potenciais impactos foram atribuídos principalmente à etapa de construção, enquanto para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, estes se correlacionaram principalmente à etapa de operação.
- Em relação aos custos, aqueles referentes à aquisição do terreno afetaram significativamente os custos totais de aquisição, e consequentemente o CCV, representando, de 35,8% (valor encontrado para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV) a 48,7% (valor encontrado para o Sistema TS+WCFV+WCFH) do CCV dos sistemas analisados considerando o cenário de base. E de 56,2% (valor encontrado para o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV) a 84,7% (valor encontrado para o Sistema TS+WCFV+WCFH) dos custos de aquisição para o cenário de base.
- Os resultados da ACCV mostraram que o Sistema TS+WCFL+DS+WCFV é a alternativa menos dispendiosa por m³ de esgoto tratado, mesmo se os custos de aquisição do terreno e eletricidade forem considerados.

Outra questão que buscou-se responder com a presente pesquisa foi em relação a quais materiais (alvenaria de tijolos cerâmicos ou fibra de vidro) utilizados para a construção/fabricação dos tanques utilizados no tratamento de esgoto possui um maior

potencial de causar impactos ambientais (para as categorias de impacto analisadas) e custos. Com relação a esse quesito as seguintes constatações foram feitas:

- Na comparação dos resultados de AICV da etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH com os resultados do Cenário 1 – Materiais, obteve-se que os potenciais impactos ambientais associados ao Cenário 1 - Materiais foram menores que aqueles relativos ao Sistema TS+WCFV+WCFH para todas as categorias de impacto analisadas. Assim, o potencial de causar impactos ambientais da fibra de vidro mostrou-se menor que o potencial de causar impactos ambientais da alvenaria em tijolos para todas as categorias de impacto analisadas. Deste modo, o uso de fibra de vidro ao invés de alvenaria em tijolos permitiria um melhor desempenho ambiental do sistema. No entanto, a utilização da fibra de vidro apresentou custos mais elevados.
- Os potenciais impactos ambientais da alvenaria em tijolos foram atribuídos principalmente à utilização de tijolos. Sendo que, os impactos ambientais do tijolo são provenientes, principalmente, da energia consumida em sua cadeia produtiva.
- Contudo, embora o aço tenha sido utilizado em quantidades muito inferiores ao tijolo, este apresentou um elevado potencial de causar impactos ambientais.

Outra questão que buscou-se responder com o presente estudo foi em relação à carga ambiental alocada para o lodo do tanque séptico. Nesse sentido encontrou-se que os percentuais de carga ambiental que deveriam ser alocados para a produção de lodo são: 41% dos recursos de infraestrutura, 11% das emissões de CH₄ e 36% das emissões de N₂O. A obtenção desses fatores de alocação, possibilita a realização de estudos futuros de ACV, sobre alternativas para o aproveitamento do lodo, como, por exemplo, a realização de compostagem conjugada do lodo do tanque séptico com a biomassa vegetal dos WC. Permitindo, assim, a redução dos resíduos gerados por esses sistemas e o aproveitamento dos nutrientes presentes no lodo, minimizando, desse modo, a necessidade de utilizar fertilizantes químicos e seus respectivos impactos.

Assim, a partir da identificação dos pontos críticos sob o ponto de vista econômico e ambiental realizada no presente estudo para as configurações de sistemas de tratamento de esgoto e cenários estudados, é possível elaborar estratégias para minimizar os potenciais impactos ambientais e os custos associados a estes, agindo prioritariamente na solução dos aspectos que se mostraram potencialmente mais impactantes. Tais resultados são importantes principalmente para a ampliação do conhecimento sobre o sistema TS+WCFL+DS+WCFV, devido ao fato deste possuir uma configuração não convencional, sobre a qual ainda há muito a se investigar. Tendo em vista que, esta configuração possibilitou um aumento do desempenho do sistema. Além disso,

considerando a carência de dados de inventário brasileiros para sistemas de tratamento de esgoto, esse trabalho também trouxe uma contribuição para a ampliação da disponibilidade desses dados, que poderão ser utilizados em futuras ACVs nacionais. Assim, o presente trabalho trouxe novas informações em relação aos potenciais impactos ambientais e custos dos sistemas estudados, que podem contribuir para tornar os sistemas de tratamento de esgoto mais sustentáveis.

Sugestões para trabalhos futuros

- A partir da utilização dos fatores de alocação obtidos nessa pesquisa:
 - analisar os potenciais impactos ambientais de alternativas para o aproveitamento do lodo;
 - comparar os potenciais impactos ambientais dos fertilizantes produzidos a partir do lodo com os fertilizantes químicos;
 - analisar como a substituição parcial dos fertilizantes químicos por aqueles produzidos a partir do lodo, afeta os potenciais impactos ambientais relativos à fertilização de culturas.
- Analisar como a utilização de outros materiais de construção e de fontes alternativas de energia afeta os potenciais custos e impactos ambientais dos sistemas de tratamento de esgoto, utilizando as metodologias de ACV e ACCV.

REFERÊNCIAS³

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. Resolução 1.844 de 2015. Altera o resultado do Reajuste Tarifário Anual de 2014 da Eletropaulo e fixa novas Tarifas de Energia – TEs e as Tarifas de Uso dos Sistemas de Distribuição – TUSDs. Disponível em: <<https://www.jusbrasil.com.br/diarios/82851613/dou-secao-1-08-01-2015-pg-48>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

AGOPYAN, V. (Coord.). **Alternativas para a redução do desperdício de materiais nos canteiros de obras**”. São Paulo: ITQC, 2003. Disponível em: <<http://perdas.pcc.usp.br/>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ALEJANDRO, O.G. **Evaluación de tratamientos para aguas residuales contaminadas con fármacos y productos de higiene personal**. 2015. 335 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Química) – Faculdade de Química, Universidade Nacional do Litoral, Santa Fé, 2015. Disponível em: <<http://bibliotecavirtual.unl.edu.ar:8080/tesis/handle/11185/675>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ALMEIDA, M.I.; DIAS, A.C.; DEMERTZI, M.; ARROJA, L. Contribution to the development of product category rules for ceramic bricks. **Journal of Cleaner Production**, v. 92, p. 206–215, 2015. Doi 10.1016/j.jclepro.2014.12.073. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652614013705>>. Acesso em: 27 jul. 2018

AL-SHANNAG, M.; BANI-MELHEM, K.; AL-ANBER, Z.; AL-QODA, Z. Enhancement of COD-Nutrients Removals and Filterability of Secondary Clarifier Municipal Wastewater Influent Using Electrocoagulation Technique. **Separation Science and Technology**, n. 48, p. 673–680, 2013. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/DOI/abs/10.1080/01496395.2012.707729>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ALVARENGA, R.A.F.; SILVA JÚNIOR, V.P.; SOARES, S.R. Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. **Journal of Cleaner Production**, n. 28, p. 25–32, 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652611002356>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ALVES, D.A. **Avaliação do Ciclo de Vida - ACV de um sistema de wetland construído para o tratamento de esgoto doméstico**. 2016. 82 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016. Disponível em: <<https://repositorio.ufsm.br/handle/1/7663>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ANDRADE, H. H. B. **Desenvolvimento e monitoramento de wetlands construídos com aeração artificial: avaliação de desempenho, aspectos econômicos e microbiológicos**. 2017. 158 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

³ De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6023 (2002).

ARAÚJO, D.T.R.; BRITO, W.O. **Avaliação do Ciclo de Vida na Fabricação de Tijolos Cerâmicos na Cidade de Monteiro-PB**. In: Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 6, Porto Alegre, 2015. Disponível em: <<http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2015/II-011.pdf>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7.229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14040**: Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida - Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro, 2009a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14044**: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b.

BANCO CENTRAL DO BRASIL. **Histórico das taxas de juros**. Disponível em: <<http://www.bcb.gov.br/pt-br/#!/c/COPOMJUROS/>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

BANCO NACIONAL DO DESENVOLVIMENTO. **Taxa de juros de longo prazo - TJLP**. Disponível em: <<https://www.bndes.gov.br/wps/portal/site/home/financiamento/guia/custos-financeiros/taxa-juros-longo-prazo-tjlp>>. Acesso em: 29 jul. 2018.

BAO, Z.; SUN, S.; SUN, D. Characteristics of direct CO₂ emissions in four fullscale wastewater treatment plants. **Desalination and Water Treatment**, v.54, n.4-5, p. 1070-1079, 2015. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19443994.2014.940389>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

BECKER JÚNIOR, A.M.; RODRÍGUEZ, A.L.; MAHLMANN, C.M; LOPEZ, D.A.R. Estudo para Análise de Ciclo de Vida de Produtos Cerâmicos. **Revista Jovens Pesquisadores**, Santa Cruz do Sul, v. 3, n. 2, p. 122-133, 2013. Disponível em: <<https://online.unisc.br/seer/index.php/jovenspesquisadores/article/view/4091>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

BESANÇON, A.; LE CORRE, K.S.; DOTRO, G.; JEFFERSON, B. Assessment of activated sludge, membrane bioreactors and vertical flow wetlands for upgrading sewage treatment works. **Environmental Technology**, v. 38, n. 2, p. 154–162, 2017. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27855542>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

BHOYE, V. Y.; SANER, A. B.; AHER, P. D. Life Cycle Cost Analysis of Sewage Treatment Plants. **International Journal of Modern Trends in Engineering and Research**, v. 3, n. 4, p. 426-429, 2016. Disponível em: <https://www.ijmter.com/published_special_issues/28-04-2016/life-cycle-cost-analysis-of-sewage-treatment-plants.pdf>. Acesso em: 27 jul. 2018.

BODÍK, I.; KUBASKÁ, M. Energy and sustainability of operation of a wastewater treatment plant. **Environment Protection Engineering**, v. 39, n.2, 2013. Disponível em: <<https://www.infona.pl/resource/bwmeta1.element.baztech-2a64ba29-8630-4cf8-af19-acd2d3e6a6eb>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

BONTON, A., BOUCHAR, C. BARBEAU, B. JEDRZEJAK, S. Comparative life cycle assessment of water treatment plants. **Desalination**, n. 284, p.42–54, 2012. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617324903>>. Acesso em:27 jul. 2018.

BRASIL. MINISTÉRIO DAS CIDADES. SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos** – 2015. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2017. 212 p. Disponível em:< <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2015>>. Acesso em: 13 mai. 2017.

BRAUN, P.; ZANGHELINI, G.M.; SOARES, S.R. Avaliação de Ciclo de Vida de Um Reator em Bateladas Sequenciais. **Mix Sustentável**, v. 2, n. 2, 2016. Disponível em:<<http://www.nexos.ufsc.br/index.php/mixsustentavel/article/view/1628>>. Acesso em:27 jul. 2018.

BRIX, H.; ARIAS, C.A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p. 491–500, 2005. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857405001576>>. Acesso em:27 jul. 2018.

BROWN, C. **Life-cycle Cost Analysis of Nutrient Reduction Technologies Employed in Municipal Wastewater Treatment**. 2016. Thesis - Environmental Studies Department, Oberlin College, Oberlin, 2016. Disponível em:<https://etd.ohiolink.edu/!etd.send_file?accession=oberlin1462979592&disposition=inline>. Acesso em: 27 jul. 2018.

BUITRAGO, R.; BELALCÁZAR, L. C. Análisis del ciclo de vida para la producción de bioetanol en Colombia por medio de OpenLCA. **Épsilon**, v.21, p. 145-156, 2013. Disponível em:<<http://oaji.net/articles/2015/2065-1432478218.pdf>>. Acesso em: 26 dez.2016.

BURGES, A.A.; BRENNAN, D.J. Application of life cycle assessment to chemical processes. **Chemical Engineering Science**, v. 56, n. 8, p. 2589–2604, 2001. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S000925090000511X>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

CAI, T.; PARK, S.Y.; LI, Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 19, p. 360–369, 2013. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032112006429>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

CARPIO, R.C.; RUFINO JUNIOR, C.A.; LEMOS, L.S.; SOUZA, V.S; DANTAS, V.A. Estado da arte do processo produtivo da cal na região Centro Oeste de Minas Gerais. **Formiga**, v. 1, n. 1, p. 49-60, 2013. Disponível em:<<http://www.forscience.ifmg.edu.br/forscience/index.php/forscience/article/view/49>>. Acesso em:27 jul. 2018.

CASTRO, A.L.; SILVA, F.B.; ARDUIN, R.H.; OLIVEIRA, L.A.; BECERE, O.H. Análise da viabilidade técnica da adaptação de dados internacionais de inventário de ciclo de vida para o contexto brasileiro: um estudo de caso do concreto para paredes moldadas no local. In: Congresso Brasileiro do Concreto, 57, Bonito. **Anais**, 2015. Disponível em:<https://www.researchgate.net/publication/302167374_Analise_da_viabilidade_tecnica_da_adaptacao_de_dados_internacionais_de_inventario_de_ciclo_de_vida_para_o_contexto_brasileiro_um_estudo_de_caso_do_concreto_para_paredes_moldadas_no_local>. Acesso em: 27 jul. 2018.

CEREZO, R.G.; SUÁREZ, M.L.; VIDAL-ABARCA, M.R. The performance of a multi-stage system of constructed wetlands for urban wastewater treatment in a semiarid region of SE Spain. **Ecological Engineering**, v.16, n. 4, p. 501–517, 2001. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857400001142>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

CHANG, Y.; WU, S.; ZHANG, T.; MAZUR, R.; PANG, C.; DONG, R. Dynamics of nitrogen transformation depending on different operational strategies in laboratory-scale tidal flow constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 487, p. 49–56, 2014. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969714004549>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

CHEN, C.; HABERT, G.; BOUZIDI, Y.; JULLIEN, A.; VENTURA, A. LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: an application to mineral additions in concrete. **Resources, Conservation and Recycling**, n.54, p.1231-1240, 2010. Disponível em:<<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00595462/document>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

CHEN, G.Q.; SHAO, L.; CHEN, Z.M.; LI, Z.; ZHANG, B.; CHEN, H.; WU, Z. Low-carbon assessment for ecological wastewater treatment by a constructed wetland in Beijing. **Ecological Engineering**, v.37, n. 4, p. 622–628, 2011. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857411000097>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

CIROTH, A.; SROCKA, M.; HILDENBRAND, J. OpenLCA – Implications of an Emerging Open Source Software for Sustainability Assessment. **Environmental Informatics and Industrial Ecology**, 2008. Disponível em:<<https://www.iai.kit.edu/ictensure/site.jsessionid=22FE7072100485A49E85E1B9EBD1DFF0?mod=litdb&subject=art&pid=LDFD709FF&action=detail>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO.

Comunicado 04/15. Disponível em:

<http://site.sabesp.com.br/site/uploads/file/clientes_servicos/comunicado_04_2015.pdf>. Acesso em: 27 jul. 2017.

CORBELLA, C.; PUIGAGUT, J.; GARFÍ, M. Life cycle assessment of constructed wetland systems for wastewater treatment coupled with microbial fuel cells. **Science of The Total Environment**, v. 584-585, p. 355-362, 2017. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716328820>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

- CORNELLI, R. **Análise e seleção de alternativas sustentáveis de esgotamento sanitário**. 2014. 136 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Programa de pós-graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014. Disponível em:<<https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/105012/000938424.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 27 jul. 2018.
- COROMINAS, L.; FOLEY, J.; GUEST, J.S.; HOSPIDO, A.; LARSEN, H.F.; MORERA, S.; SHAW, A. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. **Water Research**, n. 47, p. 5480 – 5492, 2013. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004313541300540X>>. Acesso em: 27 jul. 2018.
- COSTA, L.B.O. **Avaliação do ciclo de vida da produção de biogás via Estação de tratamento de esgoto e uso em célula a combustível de óxido sólido**. 2012. 135 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Autarquia associada à Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012. Disponível em:<<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/85/85134/tde-24102012-080923/pt-br.php>>. Acesso em: 27 jul. 2018.
- CURRAN, M.A. Co-product and input allocation approaches for creating life cycle inventory data: a literature review. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, n.12, p. 65-78, 2007a. Disponível em:<https://www.researchgate.net/publication/284775224_Co-product_and_input_allocation_approaches_for_creating_life_cycle_inventory_data_A_literature_review>. Acesso em: 27 jul. 2018.
- CURRAN, S.D. Life Cycle Cost Model for Operating and Maintaining Wastewater Sewer Systems. **Materials Performance**, v. 50, n.6, p.72-75, 2011.
- DAELMAN, M.R.J. ; VAN VOORTHUIZEN, E. M; VAN DONGEN, L.G.J.M.; VOLCKE, E.I.P; VAN LOOSDRECH, M.C.M. Methane and nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment – results from a long-term study. **Water Science & Technology**, v.67, n.10, p. 2013. Disponível em:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23676409>>. Acesso em: 27 jul. 2018.
- DE FEO, G.; FERRARA, C. A procedure for evaluating the most environmentally sound alternative between two on-site small-scale wastewater treatment systems, **Journal of Cleaner Production**, v.164, p. 124-136, 2017. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617313744>>. Acesso em: 27 jul. 2018.
- DEVKOTA, R.P. Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment System. **Journal of the Institute of Engineering**, v. 8, n. 1, p. 178–187, 2011. Disponível em:<<https://www.nepjol.info/index.php/JIE/article/view/5110>>. Acesso em: 27 jul. 2018.
- DHILLON, B. **Life Cycle Costing: Techniques, Models and Applications**. Ontario: Routledge, 2013. 354 p.

DIAZ-ELSAIED, N.; XU, X.; BALAGUER-BARBOSA, M.; ZHANG, Q. An evaluation of the sustainability of onsite wastewater treatment systems for nutrient management. **Water Research**, v. 121, p. 186-196, 2017. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135417303615>>. Acesso em:27 jul. 2018.

DIAZ-VALBUENA, L.R.; LEVERENZ, H.L.; CAPP, C.D.; TCHOBANOGLOUS, G.; HORWATH, W.R., DARBY, J.L. Methane, Carbon Dioxide, and Nitrous Oxide Emissions from Septic Tank Systems. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n.7, p. 2741-2747, 2011. Disponível em:<<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es1036095>>. Acesso em:27 jul. 2018.

DIMURO, J.L.; GUERTIN, F.M.; HELLING, R.K.; PERKINS, J.L.; ROMER, S. A Financial and Environmental Analysis of Constructed Wetlands for Industrial Wastewater Treatment. **Journal of Industrial Ecology**, v. 18, n. 5, p. 631–640, 2014. Disponível em:<<https://onlinelibrary.wiley.com/DOI/abs/10.1111/jiec.12129>>. Acesso em:27 jul. 2018.

DIXON, A.; SIMON, M.; BURKITT, T. Assessing the environmental impact of two options for small-scale wastewater treatment: comparing a reedbed and an aerated biological filter using a life cycle approach. **Ecological Engineering**, v. 20, n. 4, p. 297 – 308, 2003. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857403000077>> . Acesso em:27 jul. 2018.

DREYER, L.C.; NIEMANN, A.L.; HAUSCHILD, M.Z. Comparison of three different LCIA methods: EDIP97, CML2001 and eco-indicator 99: does it matter which one you choose? **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, p. 191–200, 2003. Disponível em:<<https://link.springer.com/article/10.1007/BF02978471>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

DÜPMEIER, C.; KUSCHE, O.; SCHEBEK, L.; CIROTH, A. Key IT-results of the BioEnergieDat Project. **Environmental Informatics and Renewable Energies**, 2013. Disponível em:< <https://publikationen.bibliothek.kit.edu/240092940>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

EFFEBI, K.; JUPSIN, H.; KEFFALA, C.; VASEL, L. A model for anaerobic ponds combining settling and biological processes. **Water Science & Technology**, n.67, p. 2663-2669, 2013. Disponível em:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23787301>>. Acesso em:27 jul. 2018.

EL HANANDEH, A. Energy recovery alternatives for the sustainable management of olive oil industry waste in Australia: life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 91, p. 78–88, 2015. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095965261401289X>>. Acesso em:27 jul. 2018.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA - EPE. **Balanco Energético Nacional** - Relatório Síntese ano base 2015. Ministério de Minas e Energia, 2016. Disponível em:<<https://ben.epe.gov.br/BENRelatorioInicial.aspx?anoColeta=2016&anoFimColeta=2015>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

FAJARDO, C.; MORA, M.; FERNÁNDEZ, I.; MOSQUERA-CORRAL, A.; CAMPOS, J.L.; MÉNDEZ, R. Cross effect of temperature, pH and free ammonia on autotrophic denitrification process with sulphide as electron donor. **Chemosphere**, v.97, p. 10–15, 2014. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653513014288>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

FAN, J.; ZHANG, B.; NGO, H.H.; GUO, W.; LIU, F.; GUO, Y.; WU, H. Intermittent aeration strategy to enhance organics and nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands. **Bioresource Technology**, v. 141, p. 117–122, 2013. Disponível em:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23561957>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

FARIA, A.B.; SPÉRANDIO, M.; AHMADI, A.; TIRUTA-BARNA, L. Evaluation of new alternatives in wastewater treatment plants based on dynamic modelling and life cycle assessment (DM-LCA). **Water Research**, v. 84, p. 99–111, 2015. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415300981>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

FOLEY, J.; HAAS, D. HARTLEY, K.; LANT, P. Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. **Water Research**, n. 44, p. 1654–1666, 2010. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135409007738>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

FOLEY, J.; HAAS, D.; HARTLEY, K.; LANT, P. **Life cycle assessment of biological nutrient removal wastewater treatment plants**. In: International Conference on Life Cycle Management, 3, Zurique, Suíça. **Proceedings**, p. 27–29, 2007. Disponível em:<<http://www.lcm2007.org/paper/180.pdf>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

FUCHS, V.J. **Nitrogen removal and sustainability of vertical flow constructed wetlands for small scale wastewater treatment**. 2009. Tese (Doutorado) - Programa de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica de Michigan, Ann Arbor, 2009. Disponível em:<<https://digitalcommons.mtu.edu/etds/730/>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

FUCHS, V.J.; MIHELIC, J.R.; GIERKE, J.S. Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. **Water Research**, v. 45, n. 5, p. 2073–2081, 2011. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135410008687>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

GALLEGO, A.; HOSPIDO, A.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. **Resources, Conservation and Recycling**, n.52, p. 931-940, mar. 2008. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092134490800030X>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

GARFÍ, M.; FLORES, L.; FERRER, I. Life Cycle Assessment of wastewater treatment systems for small communities: activated sludge, constructed wetlands and high rate algal ponds. **Journal of Cleaner Production**, v. 161, p. 211-219, 2017. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617310569>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

GARFÍ, M.; PEDESCOLL, A.; BÉCARES, E.; HIJOSA-VALSERO, M.; SIDRACH-CARDONA, R.; GARCÍA, J. Effect of climatic conditions, season and wastewater quality on contaminant removal efficiency of two experimental constructed wetlands in different regions of Spain. **Science of The Total Environment**, v. 437, p. 61–67, 2012. Disponível em:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22910037>>. Acesso em:27 jul. 2018.

GKIKI, D.; GIKAS, G.D; TSIHRINTZIS, V.A. Construction and operation costs of constructed wetlands treating wastewater. **Water Science & Technology**, v.70, n. 5, p. 803-810, 2014. Disponível em:<<https://wst.iwaponline.com/content/70/5/803.abstract>>. Acesso em:27 jul. 2018.

GLICK, S.; GUGGEMOS, A.A. Rethinking Wastewater-Treatment Infrastructure: Case Study Using Life-Cycle Cost and Life-Cycle Assessment to Highlight Sustainability Considerations. **Journal of Construction Engineering and Management**, v. 139, n.12,2013. Disponível em:<[https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/\(ASCE\)CO.1943-7862.0000762](https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)CO.1943-7862.0000762)>. Acesso em: 27 jul. 2018.

GOEDKOOP, M., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M., SCHRYVER, A.D., STRUIJS, J., ZELM, R.V. 2009. **Report I: Characterisation, ReCiPe 2008: A Life Cycle Impact Assessment Method which Comprises Harmonised Category Indicators at the Midpoint and the Endpoint Level**. Ministry of Housing, Spatial planning and the Environment (VROM), Holanda, 2009.

GOMES, J.F.P. Emission of High Toxicity Airborne Pollutants from Electric Arc Furnaces During Steel Production. **Ironmaking and Steelmaking Processes**, p. 223-235, 2016. Disponível em:<https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-39529-6_13>. Acesso em: 27 jul. 2018.

GUEST, J.S.; SKERLOS, S.J.; BARNARD, J.L.; BECK, M.B.; DAIGGER, G.T.; HILGER, H.; JACSON, S.J.; KARVAZY, K.; KELLY, L.; MACPHERSON, L.; MIHELIC, J.R.; PRAMANIK, A.; RASKIN, L.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; YEH, D.; LOVE, N.G. A New Planning and Design Paradigm to Achieve Sustainable Resource Recovery from Wastewater. **Environmental Science & Technology**, n. 43, v. 16, p. 6126–6130, 2009. Disponível em:<<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es9010515>>. Acesso em:27 jul. 2018.

GUO, J.; FU, X.; BAQUERO, G.; SOBHANI, R.; NOLASCO, D.A.; ROSSO, D. Trade-off between carbon emission and effluent quality of activated sludge processes under seasonal variations of wastewater temperature and mean cell retention time. **Science of the Total Environment**, v. 547, p. 331–344, 2016. Disponível em:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26789371>>. Acesso em:27 jul. 2018

GUO, J; JIANG, Y.; HU, X.; XU, Z. Volatile organic compounds and metal leaching from composite products made from fiberglass-resin portion of printed circuit board waste. **Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 2, p. 1028-1034, 2012. Disponível em:<<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es2029558>>. Acesso em:27 jul. 2018.

GUTIERREZ, K.G. **Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante Avaliação de Ciclo de Vida**. 2014. 129 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014. Disponível em:<<http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/1026D.PDF>>. Acesso em:27 jul. 2018.

HANES, R.J.; CRUZE, N.B.; GOEL, P.K.; BAKSHI, B.R. Allocation games: addressing the ill-posed nature of allocation in life-cycle inventories. **Environmental Science Technology**, n.49, p. 7996-8003, 2015. Disponível em:<<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.5b01192>>. Acesso em:27 jul. 2018.

HAUSCHILD, M.Z.; GOEDKOOP, M.; GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; JOLLIET, O.; MARGNI, M.; SCHRYVER, A.; HUMBERT, S. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 3, p. 683-697, 2013. Disponível em:<<https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-012-0489-5>>. Acesso em:27 jul. 2018.

HAUSCHILD, M.Z.; HUIJBREGTS, M.A.J.; JOLLIET, O.; MACLEOD, M.; MARGNI, M.D.; VAN DE MEENT, D.; ROSENBAUM, R.K.; MCKONE, T.E. Building a model based on scientific consensus for life cycle impact assessment of chemicals: the search for harmony and parsimony. **Environmental Science & Technology**, v.42, p. 7032-7037, 2008. Disponível em:<<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es703145t>>. Acesso em:27 jul. 2018.

HAUSCHILD, M.Z.; JOLLIET, O.; HUIJBREGTS, M.A.J. A bright future for addressing chemical emissions in life cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, p. 697-700, 2011. Disponível em:<<https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-011-0320-8>>. Acesso em: 28 jul. 2018.

HOSPIDO, A.; SANCHEZ, I RODRIGUEZ-GARCIA, G.; IGLESIAS, A.; BUNTNER, D.; REIF, R.; MOREIRA, M.T.; FEIJOO, G. Are all membrane reactors equal from an environmental point of view? **Desalination**, v. 285, n. 31, p. 263-270, 2012. Disponível em:<<https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-011-0320-8>>. Acesso em:27 jul. 2018.

HUGHES-RILEY, T.; NEWTON, M.I.; WEBBER, J.B.W.; PUIGAGUT, J.; UGGETTI, E.; GARCIA, J.; MORRIS, R.H. Advances in clog state monitoring for use in automated reed bed installations. **Lakes, reservoirs and ponds**, v. 8, n.1, p. 52-65, 2014. Disponível em:<<https://upcommons.upc.edu/handle/2117/84576>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

HUIJBREGTS, M.; HAUSCHILD, M.; JOLLIET, O.; MARGNI, M.; MCKONE, T.; ROSENBAUM, R.K.; VAN DE MEENT, D. **USEtox™ User manual**, version. 1.01, 2010. Disponível em: <www.usetox.org/sites/default/files/supporttutorials/user_manual_usetox.pdf>. Acesso em: 27 jul. 2018.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. 2013 **Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands**. Report. Suíça, 2013. Disponível em:< https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/home/docs/wetlands/Wetlands_Supplement_precopyedit.pdf>. Acesso em:27 jul. 2018.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. v. 5 (Waste), Japão, 2006. Disponível em: <<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

JIRAN, N.S.; MAHMOOD, S.; SAMAN, M.Z.M.; NOORDIN, M.Y. Review on Methodology for Life Cycle Costing of Membrane System for Wastewater Filtration. **Advanced Materials Research**, v. 845 p. 713-719, 2014. Disponível em: <<https://www.scientific.net/AMR.845.713>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

JOHANSSON, K.; PERZON, M.; FROLING, M.; MOSSAKOWSKA, A.; SVANSTROM, M. Sewage sludge handling with phosphorus utilization: life cycle assessment of four alternatives. **Journal of Cleaner Production**, n. 16, p.135-15, 2008. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652606004252>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

JOINT RESEARCH CENTRE, 2010. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: General Guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance**, 2010a, 417 p. Disponível em: <<http://www.citeulike.org/group/13799/article/11823307>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

JOINT RESEARCH CENTRE, 2010. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Analysis of existing environmental impact assessment methodologies for use in life cycle assessment: background document**. 1ed., 2010b, 115 p. Disponível em: <<http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-LCIA-Background-analysis-online-12March2010.pdf>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

JUNG, J.; VON DER ASSEN, N.; BARDOW, A. Comparative LCA of multi-product processes with non-common products: a systematic approach applied to chlorine electrolysis technologies. **The International Journal of Life Cycle Assessment**. n.18, p. 828-839, 2013. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-012-0531-7>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

JUNG, J.; VON DER ASSEN, N.; BARDOW, A. Sensitivity coefficient-based uncertainty analysis for multi-functionality in LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**. n. 19, p. 661-676, 2014. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-013-0655-4>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

KALBAR, P.P.; KARMAKAR, S.; ASOLEKAR, S.R. Assessment of wastewater treatment technologies: life cycle approach. **Water and Environment Journal**, v. 27, n. 2, p. 261–268, 2013. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/wej.12006>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

KALBAR, P.P.; KARMAKAR, S.; ASOLEKAR, S.R. Selection of an appropriate wastewater treatment technology: A scenario-based multiple-attribute decision-making approach. **Journal of Environmental Management**, v. 113, p. 158–169, 2012. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23023038>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

KATSIRI, A.; KATSIRI, E.; ANDREADAKIS, A. Life Cycle Assessment of Decentralized Urban Water Management Systems . In: International Conference on Environmental Science and Technology, 14, Rhodes, 2015. Disponível em:<https://cest2015.gnest.org/papers/cest2015_01415_oral_paper.pdf>. Acesso em:27 jul. 2018.

KELLENBERGER, D.; ALTHAUS, H.J.; JUNGBLUTH, N.; KÜNNIGER, T. **Life Cycle Inventories of Building Products**. Final report ecoinvent data, v 2.0, n. 7. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Suíça, 2007. Disponível em:<<https://www.ecoinvent.org/database/older-versions/ecoinvent-version-2/reports-on-ecoinvent-2/reports-on-ecoinvent-2.html>>. Acesso em:27 jul. 2018.

KIM, S.; OVERCASH, M. Allocation Procedure in Multi-Output Process: An Illustration of ISO 14041. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, n. 5, p. 221-228, 2000. Disponível em:<<https://link.springer.com/article/10.1007/BF02979363>>. Acesso em:27 jul. 2018.

KNOWLES, P.; DOTRO, G. ; NIVALA, J. ; GARCÍA, J. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. **Ecological Engineering**. v. 37, n. 2. p. 99-112, 2011. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857410002600>>. Acesso em:27 jul. 2018.

KORPI, E.; ALA-RISKU, T. Life cycle costing: a review of published case studies. **Managerial auditing journal**. v. 23, p. 240-261, 2008. Disponível em:<<https://www.emeraldinsight.com/doi/full/10.1108/02686900810857703>>. Acesso em:27 jul. 2018.

KOUL, A.; JOHN, S. A Life Cycle Cost Approach for Evaluation of Sewage Treatment Plants. **International Journal of Innovative Research in Advanced Engineering**, v.2, n.7, p. 15-20, 2015. Disponível em:<<http://www.ijirae.com/volumes/Vol2/iss7/03.JYAE10087.pdf>>. Acesso em:27 jul. 2018.

LABELLA, A.; CANIANI, D.; HUGHES-RILEY, T.; MORRIS, R.H.; NEWTON, M.I.; HAWES, P.; PUIGAGUT, J.; GARCÍA, J.; UGGETTI, E. Assessing the economic suitability of aeration and the influence of bed heating on constructed wetlands treatment efficiency and life-span. **Ecological Engineering**, v. 83, p. 184-190, 2015. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857415300847>>. Acesso em:27 jul. 2018.

LARSEN, T.A.; UDERT, K.M.; LIENERT, J. **Source separation and decentralization for wastewater management**. Londres: IWA Publishing, 2013.

LI, JIANHUA XU, JIANXIN HU, AND JIARUI HAN. Reducing Nitrous Oxide Emissions to Mitigate Climate Change and Protect the Ozone Layer. **Environmental Science & Technology**, v. 48, n. 9, p. 5290–5297, 2014. Disponível em:<<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es404728s>>. Acesso em:27 jul. 2018.

- LI, Y.; LUO, X.; HUANG, X.; WANG, D.; ZHANG, W. Life Cycle Assessment of a municipal wastewater treatment plant: a case study in Suzhou, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 57, p.221–227, 2013. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652613003739>>. Acesso em:27 jul. 2018.
- LI, H.; JIN, C.; MUNDREE, S. Hybrid environmental and economic assessment of four approaches recovering energy from sludge with variant organic contents. **Journal of Cleaner Production**, v. 153, p. 131-138, 2017. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617306212>>. Acesso em: 27 jul. 2018.
- LIM, S.; PARK, D.; PARK, J.M. Environmental and economic feasibility study of a total wastewater treatment network system. **Journal of Environmental Management**, v.88, n. 3, p. 564-575, 2008. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479707001260>>. Acesso em:27 jul. 2018.
- LIMA, T. **Os quatro elementos**. Rio de Janeiro: Som Livre, 2001.1 CD (59 min e 39 seg). Digital estéreo.
- LIMA, T.M.; NEVES, C.A.R (Coord.). Departamento Nacional de Produção Mineral. **Sumário Mineral**. Brasília: DNPM, 137 p., 2013. Disponível em:<<http://www.anm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/sumario-mineral>>. Acesso em:27 jul. 2018.
- LINARES, R.V.; LI, Z.; YANGALI-QUINTANILLA, V.; GHAFFOR, N.; AMY, G.; LEIKNES, T.; VROUWENVELDER, J.S. Life Cycle Cost of a Hybrid Forward Osmosis Low Pressure Reverse Osmosis System for Seawater Desalination and Wastewater Recovery. **Water Research**, v. 88, p. 225-234, 2016. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415302815>>. Acesso em: 27 jul. 2018.
- LIU, D.; WU, X.; CHANG, J.; GU, B.; MIN, Y.; GE, Y.; SHI, Y.; XUE, H.; PENG, C.; WU, J. Constructed wetlands as biofuel production systems. **Nature Climate Change**. v.3, p. 190-194, 2012. Disponível em:<<https://www.nature.com/articles/nclimate1370>>. Acesso em:27 jul. 2018.
- LOBANOV, S.; MAVINIC, D.; KOCH, F. Briefing: Nutrient recovery from wastewater streams by crystallisation. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 9, n. 3, p. 151–154, 2014. Disponível em:<<https://www.icevirtuallibrary.com/doi/abs/10.1680/jees.13.00008>>. Acesso em:27 jul. 2018.
- LOPES, T.A.S. **Avaliação do ciclo de vida de uma ETE composta por Reator UASB seguido de wetlands construídos**. 2014. 136 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2014. Disponível em:<<http://www.maasa.eng.ufba.br/dissertacoes/avaliacao-do-ciclo-de-vida-de-uma-ete-composta-por-reator-uasb-seguidos-de-wetlands-con>>. Acesso em:27 jul. 2018.

LOPSIK, K. Life cycle assessment of small-scale constructed wetland and extended aeration activated sludge wastewater treatment system. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 10, n. 6, p. 1295-1308, 2013. Disponível em:<<https://link.springer.com/article/10.1007/s13762-012-0159-y>>. Acesso em:27 jul. 2018.

LORENZO-TOJA, Y.; AMORES, M.J.; ALFONSÍN, C.; ALDEA, X.; MARÍNNAVARRO, D.; MOREIRA, M.T.; FEIJOO, G. Beyond the conventional life cycle inventory in wastewater treatment plants. **Science of The Total Environment**.v. 553, p. 71-82, 2016. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716302832>>. Acesso em:27 jul. 2018.

LU, S. Water infrastructure in China: the importance of full project life-cycle cost analysis in addressing water challenges. **International Journal of Water Resources Development**, v. 30, n.1, p.47-59, 2014. Disponível em:<<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/07900627.2013.847760>>. Acesso em: 27 jun 2018.

LUNDIN, M.; BENGTSSON, M.; MOLANDER, S. Life Cycle Assessment of Wastewater Systems: Influence of System Boundaries and Scale on Calculated Environmental Loads. **Environmental Science & Technology**, v. 34, n. 1, p. 180–186, 2000. Disponível em:<<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es990003f>>.Acesso em: 27 jul. 2018.

LUSK, M.; OBREZA, T. Onsite Sewage Treatment and Disposal Systems: Phosphorus. **IFAS Extension**, p.1-9, 2017. Disponível em:<<http://edis.ifas.ufl.edu/ss551>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

LUTTERBECK, CARLOS A. ; KIST, LOURDES T. ; LOPEZ, DIOSNEL R. ; ZERWES, FILIPE V. ; MACHADO, ÊNIO L. Life cycle assessment of integrated wastewater treatment systems with constructed wetlands in rural areas. **Journal of Cleaner Production**, v. 148, p. 527-536, 2017. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617302287>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MACHADO, A.P.; URBANO, L.; BRITO, A.; JANKNECHT, P.; RODRÍGUEZ, J.J.; NOGUEIRA, R. Life Cycle Assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities: energy-saving systems versus activated sludge. In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 10, 2006. **Atas**. Lisboa, 2006, p.1203-1213. Disponível em:<<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.559.9226&rep=rep1&type=pdf>>.Acesso em: 27 jul. 2018.

MAHGOUB, M.E.M; VAN DER STEEN, N.P.; ABU-ZEID, K.; VAIRAVAMOORTHY, K.Towards sustainability in urban water: a life cycle analysis of the urban water system of Alexandria City, Egypt. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 10–11, p. 1100–1106, 2010. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652610000478>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MAKROPOULOS, C.K.; NATSIS, K.; LIU, S.; MITTAS, K.; BUTLER, D. Decision support for sustainable option selection in integrated urban water management. **Environmental Modelling & Software**, v. 23, n. 12, p. 1448–1460, 2008. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815208000698>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MALTAIS-LANDRY, G.; MARANGER, R.; BRISSON, J. Effect of artificial and macrophyte species on nitrogen cycling and gas flu in constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 221-229, 2009. Disponível em:<<https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20093057940>> . Acesso em: 27 jul. 2018.

MALTAIS-LANDRY, G.; MARANGER, R.; BRISSON, J.; CHAZARENC, F. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. **Water Research**, v.43, n. 2, p. 535–545, 2009a. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135408005022>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MALTAIS-LANDRY, G.; MARANGER, R.; BRISSON, J.; CHAZARENC, F. Greenhouse gas production and efficiency of planted and artificially aerated constructed wetlands. **Environmental Pollution**, v.157, n. 3, p. 748–754, 2009b. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749108006404>> . Acesso em: 27 jul. 2018.

MARLENI, N.; GRAY, S.; SHARMA, A.; BURN, S.; MUTTIL, N. Impact of water management practice scenarios on wastewater flow and contaminant concentration. **Journal of Environmental Management**, v. 151, p. 461–471, 2015. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479714005878>> . Acesso em: 27 jul. 2018.

MARWICK, T.R.; TAMOOH, F.; OGWOKA, B.; TEODORU, C.; BORGES, A.V.; DARCHAMBEAU, F.; BOUILLON, S. Dynamic seasonal nitrogen cycling in response to anthropogenic N loading in a tropical catchment, Athi–Galana–Sabaki River, Kenya. **Biogeosciences**, v. 11, p. 443–460, 2014. Disponível em:<<https://www.biogeosciences.net/11/443/2014/>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MASI, F.; RIZZO, A.; REGELSBERGER, M. The role of constructed wetlands in a new circular economy, resourceoriented, and ecosystem services paradigm. **Journal of Environmental Management**, n. 216, p.275-284, 2018. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479717311611>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MASSET, G.; VIEUX, F.; DARMON, N. Which functional unit to identify sustainable foods?. **Public Health Nutrition**, v. 18, n. 13, p. 2488-2497, 2015. Disponível em:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25805001>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MATERN, S. **Life cycle cost LCC: a new approach to materials selection**. Avesta: Avesta AB (Engineering & Economy). 12 p. (Relatório - Inf. 8936). Disponível em: <[http://www.inox.dk/dyn/files/normal_items/555-file/LCC%20SSR%20\(2\).pdf](http://www.inox.dk/dyn/files/normal_items/555-file/LCC%20SSR%20(2).pdf)>. Acesso em: 08 dez. 2015.

MAULINI-DURAN, C.; ARTOLA, A.; FRONT, X.; SÁNCHEZ, A. A systematic study of the gaseous emissions from biosolids composting: Raw sludge versus anaerobically digested sludge. **Bioresource Technology**, v.147, p. 43–51, 2013. Disponível em:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23994305>> . Acesso em: 27 jul. 2018.

MAURER, M.; SCHWEGLER, P.; LARSEN, T. Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery. **Water Science and Technology**, v.48, n.1, p. 37–46, 2003. Disponível em:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12926619>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MBAYA, A.M.K.; DAI, J.; CHEN, G. Potential benefits and environmental life cycle assessment of equipping buildings in dense cities for struvite production from source-separated human urine. **Journal of Cleaner Production**, v. 143, p. 288-302, 2017. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652616321758>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MBURU, N.; TEBITENDWA, S.M.; VAN BRUGGEN, J.J.A.; ROUSSEAU, DPL.; LENS, P.N.L. Performance comparison and economics analysis of waste stabilization ponds and horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater: A case study of the Juja sewage treatment works. **Journal of Environmental Management**, v. 128, p. 202–225, 2013. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479713003599>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MCCARTY, P.L.; BAE, J.; KIM, J. Domestic Wastewater Treatment as a Net Energy Producer Can this be Achieved? **Environmental Science & Technology**, n. 45, p. 7100–7106, 2011. Disponível em:<<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es2014264>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MCNAMARA, G. **Economic and Environmental Cost Assessment of Wastewater Treatment Systems A Life Cycle Perspective**. Thesis (Doctor of Philosophy) - Dublin City University, Dublin, 2018. Disponível em:<<http://doras.dcu.ie/22205/>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MCNAMARA, G.; FITZSIMONS, L.; DOHERTY, E.; CLIFFORD, E.; DELAURE, Y. The evaluation of technologies for small, new design wastewater treatment systems. **Desalination and Water Treatment**. n.91, p. 12-22, 2017. Disponível em:<https://www.researchgate.net/publication/321633323_The_evaluation_of_technologies_for_small_new_design_wastewater_treatment_systems>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MENDONÇA, A.A.J. **Tecnologias naturais e sustentáveis para tratamento descentralizado de esgotos domésticos: Avaliação de um sistema em escala real e fluxo contínuo composto por um tanque séptico e uma wetland construída híbrida, cultivada com capim Vetiver em meio suporte de brita**. 2016. 209 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016. Disponível em:<<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-25052016-122129/pt-br.php>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MENESES, M.; PASQUALINO, J.C.; CASTELLS, F. Environmental assessment of urban wastewater reuse: Treatment alternatives and applications. **Chemosphere**, v. 81, n. 2, p. 266–272, 2010. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653510006442>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MILLS, N.; PEARCE, P.; FARROW, J.; THORPE, R.B.; KIRKBY, N.F. Environmental & economic life cycle assessment of current & future sewage sludge to energy technologies. **Waste Management**, n.34, p.185-195, 2014. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X13003978>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MOLINOS-SENANTE, M.; HERNÁNDEZ-SANCHO, F.; SALA-GARRIDO, R. Economic feasibility study for new technological alternatives in wastewater treatment processes: a review. **Water Science & Technology**, v. 65, n.5, p. 898-906, 2012. Disponível em:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22339025>> . Acesso em: 27 jul. 2018.

MONTALTO, F.; BEHR, C.; ALFREDO, K.; WOLF, M.; ARYE, M.; WALSH, M. Rapid assessment of the cost-effectiveness of low impact development for CSO control. **Landscape and Urban Planning**, v. 82, p.117–131, 2007. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204607000515>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MONTASERI, M.; AFSHAR, M.H.; BOZORG-HADDAD, O. Development of Simulation-Optimization Model (MUSIC-GA) for Urban Stormwater Management. **Water Resources Management**, v.29, n. 13, p. 4649–4665, 2015. Disponível em:<<https://link.springer.com/article/10.1007/s11269-015-1082-z>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MONTEIRO, M.F. **Avaliação do Ciclo de Vida do Fertilizante Superfosfato Simples**. 2008. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2008. Disponível em:<www.teclim.ufba.br/site/material_online/dissertacoes/dis_marcio_monteiro.pdf> . Acesso em: 27 jul. 2018.

MOORA, H. **Life cycle assessment as a decision support tool for system optimisation – the case of waste management in Estonia**. 2009. Tese (Doutorado) - Tallinn University of Technology, Tallinn, 2009. Disponível em:<<https://digi.lib.ttu.ee/i/?441>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MORAGA, G.L. **Avaliação do Ciclo de Vida e Simulação termoenergética em unidade habitacional unifamiliar do Programa Minha Casa Minha Vida**. 2017. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017. Disponível em:<<https://lume.ufrgs.br/handle/10183/169822>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MORAIS, S.; MARTINS, A.A.; MATA, T.M. Comparison of allocation approaches in soybean biodiesel life cycle assessment. **Journal of the Energy Institute**, n.1, v. 83, 2010. Disponível em:<<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1179/014426010X12592427712073>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

MUGA, H.E.; MIHELICIC, J.R. Sustainability of wastewater treatment technologies. **Journal of Environmental Management**, v. 88, n. 3, p. 437–447, 2008. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479707001028>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

NIERO, M.; PIZZOL, M.; BRUUN, H.G.; THOMSEN, M. Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. **Journal of Cleaner Production**. v. 68, p.25-35, 2014. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652613009050>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

NILSSON, J.; BERTLING, L. Maintenance Management of Wind Power Systems Using Condition Monitoring Systems—Life Cycle Cost Analysis for Two Case Studies. **IEEE Transactions on Energy Conversion**, v. 22, n. 1, 2007. Disponível em:<<https://ieeexplore.ieee.org/document/4106011/>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ONTIVEROS, G.A.; CAMPANELLA, E.A. Environmental performance of biological nutrient removal processes from a life cycle perspective. **Bioresource Technology**, v. 150, p. 506–512, 2013. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852413012893>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

PAN, T.; ZHU, X.; YE, Y. Estimate of life-cycle greenhouse gas emissions from a vertical subsurface flow constructed wetland and conventional wastewater treatment plants: A case study in China. **Ecological Engineering**. v. 37, n. 2, p. 248–254, 2011. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857410003083>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

PANT, R.; HOOF, G.; SCHOWANEK, D.; FEIJTEL, T.C.J.; KONING, A.; HAUSCHILD, M.; OLSEN, S.I.; PENNINGTON, D.W.; ROSENBAUM, R. Comparison between three different LCIA methods for aquatic ecotoxicity and a product environmental risk assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 9, p. 295–306, 2004. Disponível em:<<https://link.springer.com/article/10.1007/BF02979419>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

PASQUALINO, J.C.; MENESES, M.; CASTELLS, F. Life Cycle Assessment of Urban Wastewater Reclamation and Reuse Alternatives. **Journal of Industrial Ecology**, v. 15, n.1, p. 49-63, 2011. Disponível em:<<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1530-9290.2010.00293.x>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

PAULA, R.R. **Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de argamassa e concretos produzidos com resíduos de construção e demolição**. 2016. Dissertação (Mestrado) - Programa de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016. Disponível em:<www.coc.ufrrj.br/pt/documents2/mestrado/2016/2667-paula-rr-tm-16-pdf>. Acesso em: 27 jul. 2018.

PIEKARSKI, C.M.; LUZ, L.M.; ZOCHE, L.; FRANCISCO, A.C. Métodos de avaliação de impactos do ciclo de vida: uma discussão para adoção de métodos nas especificidades brasileiras. **Revista Gestão Industrial**. v. 08, n. 03: p. 222-240, 2012. Disponível em:<<https://periodicos.utfpr.edu.br/revistagi/article/view/1325>> . Acesso em: 27 jul. 2018.

PORTAL BRASIL. **Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo - IPCA**. Disponível em: <<http://www.portalbrasil.net/ipca.htm>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

PRADEL, M.; AISSANI, L.; VILLOT, J.; BAUDEZ, J.-C.; LAFOREST, V. From waste to added value product: towards a paradigm shift in life cycle assessment applied to wastewater sludge e a review. **Journal of Cleaner Production**, n. 131, p. 60-75, 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652616305406>> . Acesso em: 27 jul. 2018.

PRADEL, M.; AISSANI, L.; CANLER, J.; ROUX, J.; VILLOT, J.; BAUDEZ, J.; LAFOREST, V. Constructing an allocation factor based on product- and process related parameters to assess environmental burdens of producing value-added sludge-based products. **Journal of Cleaner Production**, n. 171, p. 1546 -1557, 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617324113>> . Acesso em: 27 jul. 2018.

PRÉ (vários autores). **SimaPro Database Manual**. Methods library: European methods. Relatório versão 2.8, 2015. Disponível em: <<https://www.pre-sustainability.com/download/DatabaseManualMethods.pdf>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

PRETEL, R.; SHOENER, B.D; FERRER, J.; GUEST, J.S. Navigating environmental, economic, and technological trade-offs in the design and operation of submerged anaerobic membrane bioreactors (AnMBRs). **Water Research**, v. 87, p. 531-541, 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415301056>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

PUCHONGKAWARIN, C.; GOMEZ-MONT, C.; STUCKEY, D.C.; CHACHUAT, B. Optimization-based methodology for the development of wastewater facilities for energy and nutrient recovery. **Chemosphere**, v.140, p. 150–158, 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653514010340>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

QUEVEDO, C.M.G.; PAGANINI, W.S. Detergents as a Source of Phosphorus in Sewage: the Current Situation in Brazil, **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 227, n.14, p. 1-12, 2016. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-015-2700-3>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

RAWAL, N.; DUGGAL, S.K. Life Cycle Costing Assessment-Based Approach for Selection of Wastewater Treatment Units. **National Academy Science Letters**. v.39, n.2, p.103–107, 2016. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s40009-016-0429-1>>. Acesso em: 27 jul 2018.

REBITZER, G.; HUNKELER, D.; JOLLIET, O. LCC—The economic pillar of sustainability: Methodology and application to wastewater treatment. **Environmental Progress**, v. 22, n. 4, p. 241–249, 2003. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ep.670220412>> . Acesso em: 27 jul. 2018.

REMY, C. **Life Cycle Assessment of Selected Processes for P Recovery from Sewage Sludge, Sludge Liquor, or Ash**. Report from P-Rex project, p. 86, 2015.

RENOU, S.; THOMAS, J.S.; Aoustin, E.; PONS, M.N. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. **Journal of Cleaner Production**, v.16, n.10, p. 1098–1105, 2008. Disponível

em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652607001503>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

REYNOLDS, S.K.; POMEROY, C.A.; ROWNEY, C.; ROWNEY, CM. Linking Stormwater BMP Systems Water Quality and Quantity Performance to Whole Life Cycle Cost to Improve BMP Selection and Design. In: World Environmental and Water Resources Congress 2012: Crossing Boundaries, 2012. Disponível

em:<<https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/9780784412312.234>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

RODRÍGUEZ, A.; MUÑOZ, I.; PERDIGÓN-MELÓN, J.A.; CARBAJO, J.B.; MARTÍNEZ, M.J.; FERNÁNDEZ-ALBA, A.R.; GARCÍA-CALVO, E.; ROSAL, R. Environmental optimization of continuous flow ozonation for urban wastewater reclamation. **Science of the Total Environment**, v. 437, p. 68–75, 2012. Disponível

em:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22922131>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

RODRIGUEZ-GARCIA, G.; ZIMMERMANN, B.; WEIL, M. Nanotoxicity and Life Cycle Assessment: First attempt towards the determination of characterization factors for carbon nanotubes. **Materials Science and Engineering**, n.64, 2014. Disponível

em:<<http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1757-899X/64/1/012029>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ROELEVELD, P.J.; KLAPWIJK, A.; EGGELS, P.G.; RULKENS, W.H.; STARKENBURG, W. Sustainability of municipal wastewater treatment. **Water Science & Technology**, v.35, n.10, p. 221-228, 1997. Disponível

em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273122397001996>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ROOSTAEI, J.; ZHANG, Y.L. Spatially Explicit Life Cycle Assessment: Opportunities and challenges of wastewater-based algal biofuels in the United States. **Algal Research-Biomass Biofuels and Bioproducts**, v.24, p. 395-402, 2017. Disponível

em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2211926416302661>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ROSENBAUM, R.K.; BACHMANN, T.M.; GOLD, L.S.; HUIJBREGTS, M.A.J.; JOLLIET, O.; JURASKE, R.; KOEHLER, A.; LARSEN, H.F.; MACLEOD, M.; MARGNI, M.D.; MCKONE, T.E.; PAYET, J.; SCHUHMACHER, M.; VAN DE MEENT, D.; HAUSCHILD, M.Z. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, p. 532–546, 2008. Disponível

em:<<https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-008-0038-4>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ROSSI, E. **Avaliação do ciclo de vida da brita para construção civil: estudo de caso**.

2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2013. Disponível

em:<<https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/4359>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ROTHERMEL, M. C.; LANDIS, A. E.; BARR, W. J.; SORATANA, K.; REDDINGTON, K. M.; WESCHLER, M. K.; WITTER, G.; HARPER, W. F. A Life Cycle Assessment Based Evaluation of a Coupled Wastewater Treatment and Biofuel Production Paradigm. **Journal of Environmental Protection**, v.4, n.9, p. 1018–1033, 2013. Disponível em:<<https://www.scirp.org/journal/PaperInformation.aspx?PaperID=37335>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ROUX, P.; BOUTIN, C.; RISCH, E.; HEDUIT, A. Life cycle environmental assessment (LCA) of sanitation systems including sewerage: case of vertical flow constructed wetlands versus activated sludge. In: IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 12, Veneza, Itália. Proceedings, 2010. Disponível em:<https://www.researchgate.net/publication/50219793_Life_Cycle_environmental_Assessment_LCA_of_sanitation_systems_including_sewerage_Case_of_Vertical_Flow_Constructed_Wetlands_versus_activated_sludge>. Acesso em: 27 jul. 2018.

RUIZ-MARIN, A.; CANEDO-LOPEZ, Y.; CAMPOS-GARCIA, S.C.; SABIDO-PEREZ, M.Y.; ZAVALA-LORIA, J.C. Biodegradation of wastewater pollutants by activated sludge coimmobilized with *Scenedesmus obliquus*. **Agrociência**, v.47, n.5, 2013. Disponível em:<http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1405-31952013000500002&script=sci_abstract>. Acesso em: 27 jul. 2018.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 429–448, 2012. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479712004197>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

SANTANA, N.S. **Remoção de microcontaminantes emergentes e ecotoxicidade no tratamento de esgoto sanitário por wetlands construídos**. 2017. 138 f. Tese (Doutorado em Sustentabilidade), Programa de pós-graduação em Sustentabilidade, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

SANTOS, L.J.C. **Avaliação do ciclo de vida e custeio do ciclo de vida de evaporadores para usinas de açúcar**. 2007. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007. Disponível em:<<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3133/tde-08012008-151424/pt-br.php>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

SHUTES, R.B.E. Artificial wetlands and water quality improvement. **Environment International**, v. 26, n. 5–6, p. 441–447, 2001. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412001000253>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

SILVA, M.V.; BUENO, R.F. Avaliação de um Wetland construído híbrido. **HOLOS Environment**, v.15, n.2, p. 211, 2015. Disponível em:<<https://www.cea-unesp.org.br/holos/article/view/9580>> . Acesso em: 27 jul. 2018.

SISTEMA NACIONAL DE PESQUISA DE CUSTO E ÍNDICES DA CONSTRUÇÃO CIVIL - SINAPI. 2016. **Relatórios de Insumos e Composições - 2 semestre/2015**. Disponível em: <<http://www.caixa.gov.br/poder-publico/apoio-poder-publico/sinapi/Paginas/default.aspx>>. Acesso em: 23 mar.2016

SLAGSTAD, H.; BRATTEBØ, H. Life cycle assessment of the water and wastewater system in Trondheim, Norway – A case study. **Urban Water Journal**, v.11, n. 4, p. 323-334, 2014. Disponível em:<<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/1573062X.2013.795232>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

SOARES, S.R.; PEREIRA, S.W. Inventário da produção de pisos e tijolos cerâmicos no contexto da análise do ciclo de vida. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 4, n.2, p.83-94, 2004. Disponível em:<<http://www.seer.ufrgs.br/ambienteconstruido/article/view/3541>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

SOUZA, A. **Avaliação do ciclo de vida da areia em mineradora de pequeno porte na região de São José do Rio Preto - SP**. 2012. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2012. Disponível em:<<https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/4333>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

SOUZA,D.M.; LAFONTAINE, M.; CHARRON-DOUCET, F.; CHAPPERT,B.; KICAK, K.; DUARTE, F.; LIMA, L. Comparative life cycle assessment of ceramic brick, concrete brick and cast-in-place reinforced concrete exterior walls. **Journal of Cleaner Production**, v. 137, p. 70-82, 2016. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095965261630957X>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

STEER, D.; ASELTINE, T.; FRASER, L. Life-cycle economic model of small treatment wetlands for domestic wastewater disposal. **Ecological Economics**, v. 44, p. 359-369, 2003. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092180090300003X>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

STEINMANN, Z.J.N.; VENKATESH, A.; HAUCK, M.; SCHIPPER, A.M.;KARUPPIAH, R.; LAURENZI, I.J.; HUIJBREGTS, M.A.J. How to Address Data Gaps in Life Cycle Inventories: A Case Study on Estimating CO2 Emissions from Coal-Fired Electricity Plants on a Global Scale. **Environmental Science & Technology**, v.48, p. 5282-5289, 2014. Disponível em:<<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es500757p>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

SUH, S.; WEIDEMA, B.P.; SCHMIDT, J.H.; HEIJUNGS, R. Generalized make and use framework for allocation in life cycle assessment. **Journal of Industrial Ecology**, n.14, p. 335-353, 2010. Disponível em:< <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1530-9290.2010.00235.x>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

TAYLOR, C.R.; HOOK, P.B.; STEIN, O.R. ; ZABINSKI, C.A. Seasonal effects of 19 plant species on COD removal in subsurface treatment wetland microcosms. **Ecological Engineering**, v.37, n. 5, p. 703–710, 2011. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857410001564>> . Acesso em: 27 jul. 2018.

THEREGOWDA, R.; HSIEH, M.K.; WALKER, M.E.; LANDIS, A.E.; ABBASIAN, J.; VIDIC, R.; DZOMBAK, D.A. Life cycle costs to treat secondary municipal wastewater for reuse in cooling systems. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v.3, p.224-238, 2013. Disponível em:<<https://iwaponline.com/jwrd/article/3/3/224/28755/Life-cycle-costs-to-treat-secondary-municipal>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

TOURINHO, T. Chagas de Oliveira. **Avaliação Comparativa do Ciclo de Vida de Processos de Tratamento de Efluentes Domésticos**. 2014. 182 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014. Disponível em:<dissertacoes.poli.ufrj.br/dissertacoes/dissertpoli1177.pdf>. Acesso em: 27 jul. 2018.

TROYER, S. **Life Cycle Cost Analysis for Water and Wastewater Treatment Facilities Can Result in Lower Costs and Higher Quality Projects**. 2015. Disponível em: <http://www.foxeng.com/sites/default/files/pdf/Life%20Cycle%20Cost%20Analysis_0.pdf>. Acesso em: 02 dez. 2015.

TUKKER, A. Life cycle assessment as a tool in environmental impact assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 20, n. 4, p. 435–456, 2000. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0195925599000451>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

VANDROMME, N.; DANDRES, T.; MAURICE, E.; SAMSON, R.; KHAZRI, S.; MOGHADDAM, R.F.; NGUYEN, K.K.; CHERIET, M.; LEMIEUX, Y. Life cycle assessment of videoconferencing with call management servers relying on virtualization. In: International Conference on ICT for Sustainability, 2, Estocolmo, 2014. Disponível em:<<https://www.atlantis-press.com/proceedings/ict4s-14/13452>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

VASQUES, D. Preço do metro quadrado em SP. **Folha de São Paulo**. Disponível em: <<http://classificados.folha.uol.com.br/imoveis/1255116-estudo-aponta-perfil-e-preco-dos-imoveis-em-sp-confira.shtml>>. Acesso em 24 dez. 2016.

VIDAL, N.; BAÑARES-ALCÁNTARA, R.; RODRÍGUEZ-RODA, I; POCH, M. Design of Wastewater Treatment Plants Using a Conceptual Design Methodology. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 41, p. 4993-5005, 2002.

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

VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. **Ecological engineering**. v. 35, p. 1-17, 2009. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857408001882>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. **Hydrobiologia**, v. 674, n. 1, p. 133-156, 2011. Disponível em:<<https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-011-0738-9>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

VYMAZAL, J. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. **Water Research**, v. 47, n. 14, p. 4795–4811, 2013. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135413004375>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 478–490, 2005. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857405001588>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

WALLACE, S.D., KNIGHT, R.L., 2006. Small-scale constructed wetland treatment systems: feasibility, design criteria, and O&M requirements. **Water Environment Research**, 2006.

WEIDEMA, B. In search of a consistent solution to allocation of joint production. **Journal of Industrial Ecology**, v. 22, n. 2, p. 252 – 262, 2017. Disponível em:<<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/jiec.12571>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

WESTH, T.B.; HAUSCHILD, M.Z.; BIRKVED, M.; JØRGENSEN, M.S.; ROSENBAUM, R.K.; FANTKE, P. The USEtox story: a survey of model developer visions and user requirements. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 2, p. 299–310, 2015. Disponível em:<<https://link.springer.com/article/10.1007/s11367-014-0829-8>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

WOOD, A.; BLACKHURST, M.; HAWKINS, T.; XUE, X.B.; ASHBOLT, N.; GARLAND, J. Cost-effectiveness of nitrogen mitigation by alternative household wastewater management technologies. **Journal of Environmental Management**, v. 150, p. 344–354, 2015. Disponível em:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25575282>> . Acesso em: 27 jul. 2018.

WU, H.; FANC, J.; ZHANG, J.; NGO, H.H.; GUO, W.; HU, Z.; LIANG, S. Decentralized domestic wastewater treatment using intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: Impact of influent strengths. **Bioresource Technology**, v. 176, p. 163–168, 2015a. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852414016435>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

WU, H.; ZHANG, J.; NGO, H.H.; GUO, W.; HU, Z.; LIANG, S.; FAN, J.; LIU, H. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 594–601, 2015b. Disponível em:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25453440>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

WU, S.; AUSTIN, D.; LIU, L.; DONG, R. Performance of integrated household constructed wetland for domestic wastewater treatment in rural areas. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 6, p. 948–954, 2011. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092585741100067X>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

WU, S.; KUSCHK, P.; BRIX, H.; VYMAZAL, J.; DONG, R. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, v. 57, p. 40–55, 2014. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135414002103>> . Acesso em: 27 jul. 2018.

XU, C.; HONG, J.; JIA, H.; LIANG, S.; XU, T. Life cycle environmental and economic assessment of a LID-BMP treatment train system: A case study in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 149, p. 227-237, 2017. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617303001>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

YILDIRIM, M.; TOPKAYA, B. Assessing environmental impacts of wastewater treatment alternatives for small-scale communities. **Clean. – Soil, Air, Water**, v.40, n. 2, p. 171-178, 2012. Disponível em:< <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/clen.201000423>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

YOSHIDA, H.; CLAVREUL, J.; SCHEUTZ, C.; CHRISTENSEN, T.H. Influence of data collection schemes on the Life Cycle Assessment of a municipal wastewater treatment plant. **Water Research**. n. 56, p. 292-303, 2014. Disponível em:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24699421>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ZANG, Y.; LI, Y.; WANG, C.; ZHANG, W.; XIONG, W. Towards more accurate life cycle assessment of biological wastewater treatment plants: a review. **Journal of Cleaner Production**, v. 107, p. 676–692, 2015. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652615006150>> . Acesso em: 27 jul. 2018.

ZHAO, X.; LIU, L. A comparative estimate of life cycle greenhouse gas emissions from two types of constructed wetlands in Tianjin, China. **Desalination and Water Treatment**, v. 51, p. 2280-2293, 2012. Disponível em:<<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19443994.2012.734679>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ZHAO, X.; YANG, J.; ZHANG, X.; WANG, L.; MA, F. Evaluation of bioaugmentation using multiple life cycle assessment approaches: A case study of constructed wetland. **Bioresource Technology**, v. 244, n. 1, p. 407-415, 2017. Disponível em:<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852417312865>>. Acesso em: 27 jul. 2018.

ZHILIANG, L. **Water Sensitive Urban Design cost balance model through life cycle costing methods**. 2012. 97 f. Thesis - Faculty of Engineering, Computing and Mathematics, University of Western Australia, Perth, 2012. Disponível em:<https://www.researchgate.net/publication/260400236_Water_Sensitive_Urban_Design_-_A_Stormwater_Management_Perspective>.

ZHOU, X.; WANG, X.; ZHANG, H.; WU, H. Enhanced nitrogen removal of low C/N domestic wastewater using a biochar-amended aerated vertical flow constructed wetland. **Bioresource Technology**, v. 241, p. 269–275, 2017. Disponível em:<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28575790>>. Acesso em: 27 jul. 2018

ZOUBOULIS, A.; TOLKOU, A. Effect of Climate Change in Wastewater Treatment Plants: Reviewing the Problems and Solutions. **Managing Water Resources under Climate Uncertainty**, 2014, p 197-220. Disponível em:<<https://link.springer.com/book/10.1007%2F978-3-319-10467-6>> . Acesso em: 27 jul. 2018.

APÊNDICE A - Cálculos para a estimativa da quantidade de tijolos e de cada um dos constituintes da argamassa utilizada para o assentamento e revestimento destes

1. Cálculos para os tijolos comuns

a) Cálculo da área total das paredes de tijolos comuns (parede de ½ tijolo)

Como a WCFV possui paredes laterais com 3,0 m de comprimento, 1,2 m de largura e altura de 1,0 m, tem-se uma área de (desconsiderando a parede divisória):

$$(2 \times 3,0 \text{ m} \times 1,0 \text{ m}) + (1 \times 1,2 \text{ m} \times 1,0 \text{ m}) = 7,2 \text{ m}^2$$

Já a WCFH possui paredes com o mesmo comprimento e largura que a WCFV, contudo com altura de 0,6 m, assim tem-se uma área de (desconsiderando a parede divisória):

$$(2 \times 3,0 \text{ m} \times 0,6 \text{ m}) + (1 \times 1,2 \text{ m} \times 0,6 \text{ m}) = 4,32 \text{ m}^2$$

Portanto, a área total de parede de tijolos comuns é de 11,52 m².

b) Cálculo da quantidade de tijolos comuns

5 Área da parede: 11,52 m²

6 Dimensões dos tijolos em cm: 19,0 x 9,0 x 5,7

7 Área de 1 tijolo, incluindo as juntas de 1 cm: 0,20m x 0,067m = 0,0134 m²

8 Quantidade de tijolos por m²: 1,00m² ÷ 0,01341 m² = 75 peças por m²

Portanto, a quantidade de tijolos para 11,52m² de área de parede (11,52 m² x 75 peças por m²) é de 864 peças.

c) Cálculo da quantidade de cada um dos componentes da argamassa para assentamento dos tijolos comuns

- Área superficial de 1 tijolo: 0,19 m x 0,057 m = 0,01083 m²

- Área superficial de 75 tijolos (1m² de parede) = 0,8112 m²

- Área das juntas (em 1m² de parede): 1,00 m² - 0,8112 m² = 0,1888 m²

- Volume de argamassa de assentamento por m²: 0,1888 m² x 0,09 m (largura do tijolo) = 0,01699 m³

- Volume de argamassa de assentamento para 11,52 m² de parede = 0,2 m³

- Volume de água (considerando 360 litros de água por m³ de argamassa) = 72 litros = 72 kg de água

- Considerando o traço (1:2:8), tem-se:

0,018 m³ de cimento = 21,6 kg de cimento (densidade considerada: 1.200 kg/m³)

$0,036 \text{ m}^3$ de cal = 61,2 kg de cal (densidade considerada: 1.700 kg/m^3)

$0,146 \text{ m}^3$ de areia = 219,0 kg de areia (densidade considerada: 1.500 kg/m^3)

2. Cálculos para os tijolos de 21 furos

a) Cálculo da área total das paredes de tijolos de 21 furos (parede de $\frac{1}{2}$ tijolo)

A parede divisória da WC possui 1,0 m de comprimento e 1,0 m de altura, assim, tem-se uma parede com uma área de:

$$1,0 \text{ m} \times 1,0 \text{ m} = 1,0 \text{ m}^2$$

b) Cálculo da quantidade de tijolos de 21 furos

Área da parede: 1 m^2

Dimensões dos tijolos em cm: 23 x 11 x 5,5.

Área superficial de 1 tijolo, incluindo as juntas de 1 cm: $0,24 \text{ m} \times 0,065 \text{ m} = 0,0156 \text{ m}^2$

Quantidade de tijolos por m^2 : $1,00 \text{ m}^2 \div 0,0156 \text{ m}^2 = 65$ peças

c) Cálculo da quantidade de cada um dos componentes da argamassa para assentamento dos tijolos de 21 furos

- Área superficial de 1 tijolo: $0,23 \text{ m} \times 0,055 \text{ m} = 0,01265 \text{ m}^2$

- Área de 65 tijolos = $0,82225 \text{ m}^2$

- Área das juntas (em 1 m^2 de parede): $1,00 \text{ m}^2 - 0,82225 \text{ m}^2 = 0,1778 \text{ m}^2$

- Volume de argamassa de assentamento por m^2 de parede: $0,1778 \text{ m}^2 \times 0,11 \text{ m}$ (largura do tijolo) = $0,0196 \text{ m}^3$

- Quantidade de água: $360 \times 0,0196 = 7,1$ litros = 7,1 kg de água

- Considerando o traço (1:2:8), tem-se:

$0,0018 \text{ m}^3$ de cimento = 2,16 kg de cimento (densidade considerada: 1.200 kg/m^3)

$0,0036 \text{ m}^3$ de cal = 6,12 kg de cal (densidade considerada: 1.700 kg/m^3)

$0,0142 \text{ m}^3$ de areia = 21,30 kg de areia (densidade considerada: 1.500 kg/m^3)

3. Cálculo da quantidade total de argamassa para revestimento

Para a argamassa utilizada como revestimento adotou-se também um traço de 1:2:8 em volume (cimento:cal:areia) e uma espessura de 0,02 m. Como a área total coberta pela argamassa foi estimada em 29,78 m² (considerando todas as superfícies a serem cobertas), tem-se um volume de argamassa para revestimento de:

$$0,02 \text{ m} \times 29,78 \text{ m}^2 = 0,6 \text{ m}^3$$

Levando em consideração o traço adotado, tem-se:

$$0,055 \text{ m}^3 \text{ de cimento} = 66,0 \text{ kg de cimento (densidade considerada: } 1.200 \text{ kg/m}^3)$$

$$0,11 \text{ m}^3 \text{ de cal} = 187,0 \text{ kg de cal (densidade considerada: } 1.700 \text{ kg/m}^3)$$

$$0,435 \text{ m}^3 \text{ de areia} = 652,5 \text{ kg de areia (densidade considerada: } 1.500 \text{ kg/m}^3)$$

$$\text{E, } 216 \text{ kg de água (considerando 360 litros de água por m}^3 \text{ de argamassa).}$$

Assim, somando a quantidade de cimento, cal, areia e água utilizada no preparo da argamassa usada para o assentamento dos tijolos comuns e de 21 furos, com a quantidade desses materiais utilizada na argamassa para o revestimento, tem-se os valores totais apresentados na Tabela 1A:

Tabela 1A - Quantidades parciais e totais de cimento, cal, areia e água utilizadas para o preparo das argamassas de assentamento e revestimento.

Material	Quantidade para o assentamento dos tijolos comuns (kg)	Quantidade para o assentamento dos tijolos 21 furos (kg)	Quantidade para o revestimento (kg)	Total (kg)
cimento	21,60	2,16	66,00	89,76
cal	61,20	6,12	187,00	254,32
areia	219,0	21,30	652,50	892,80
água	72,00	7,10	216,00	295,10

APÊNDICE B – Estimativa do volume de brita utilizado na WC de fluxo vertical (WCFV)

Uma imagem representativa da distribuição das camadas de brita na WCFV é apresentada na Figura 1B.

Figura 1B - Imagem ilustrativa da distribuição das camadas de brita na WCFV.

Fonte: Juliana Dalia Resende, 2018.

Assim, o volume de brita n. 2 (V_{B2}) é igual a:

$$V_{B2} = (0,05 \cdot 1,2 \cdot 3,0) + (0,10 \cdot 1,2 \cdot 3,0)$$

$$\text{Portanto: } V_{B2} = 0,54 \text{ m}^3$$

E o volume de brita n. 1 (V_{B1}) é igual a:

$$V_{B1} = (0,8 \cdot 1,2 \cdot 3,0)$$

$$\text{Portanto } V_{B1} = 2,88 \text{ m}^3$$

Massa de brita n. 1 = 3.985,92 kg (densidade considerada = 1.384 kg/m³)

Massa de brita n. 2 = 735,48 kg (densidade considerada = 1.362 kg/m³)

APÊNDICE C – Estimativa do volume de brita utilizado na WC de fluxo horizontal (WCFH)

Uma imagem representativa da distribuição das camadas de brita na WCFH é apresentada na Figura 1C.

Figura 1C - Imagem ilustrativa da distribuição das camadas de brita na WCFH

Fonte: Juliana Dalia Resende, 2018.

Camada de brita n. 2: largura: 1, 2 m; comprimento: 0,15 m; altura: 0,5 m

Camada de brita n. 1: largura: 1, 2 m; comprimento: 2,60 cm; altura: 0,5 m

Camada de brita n. 2: largura: 1, 2 m; comprimento: 0,25 m; altura: 0,50 m

Assim, o volume de brita n. 2 (V_{B2}) é igual a:

$$V_{B2} = (1,2 \times 0,15 \times 0,5) + (1,2 \times 0,25 \times 0,50)$$

$$\text{Portanto: } V_{B2} = 0,24 \text{ m}^3$$

E o volume de brita n. 1 (V_{B1}) é igual a:

$$V_{B1} = (1,2 \times 2,60 \times 0,5)$$

$$\text{Portanto: } V_{B1} = 1,56 \text{ m}^3$$

Massa de brita n. 1 = 2.159,04 kg (densidade considerada = 1.384 kg/m^3)

Massa de brita n. 2 = 326,88 kg (densidade considerada = 1.362 kg/m^3)

**APÊNDICE D– Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos dos sistemas
TS+WCFV+WCFH e TS+WCFL+DS+WCFV**

Tabela 1D -Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos do sistema
TS+WCFV+WCFH

Parâmetros (mg/l)	Bruto			Tratado		
	Média	D.P	n	Média	D.P	n
DQO	967,00	487,0	34,0	129,59	158,6	22,0
P-Total	10,10	34,0	4,8	7,23	2,1	16,0
P-PO ₄	7,30	33,0	1,6	5,40	1,0	22,0
N-NO ₃	0,20	33,0	0,2	0,48	0,9	23,0
N-NO ₂	1,40	30,0	1,0	0,95	0,7	19,0
N-NH ₄	52,30	32,0	20,4	45,85	19,3	20,0
N-total	80,9	33,0	18,0	74,61	51,5	23,0

Fonte: Adaptado de Mendonça (2016).

Tabela 2D -Resultados das análises dos parâmetros físico-químicos do sistema TS+WCFL+DS+WCFV

Parâmetros (mg/l)	Bruto			Tratado		
	Média	D.P	n	Média	D.P	n
DQO	967,00	487,0	34,0	76,0	39	34,0
P-Total	10,10	34,0	4,8	5,4	34	2,8
P-PO ₄	7,30	33,0	1,6	4,8	32	1,5
N-NO ₃	0,20	33,0	0,2	1,0	33	2,0
N-NO ₂	1,40	30,0	1,0	1,5	29	1,2
N-NH ₄	52,30	32,0	20,4	30,2	31	14,1
N-total	80,9	33,0	18,0	38,5	33	13,0

Fonte: Adaptado de Andrade (2017).

APÊNDICE E - Cálculo das emissões atmosféricas de metano e óxido nitroso do tanque séptico

As emissões do tanque séptico foram calculadas com base na equação geral para estimar as emissões de CH₄ das águas residuais domésticas do IPCC (2006). De acordo com a metodologia do IPCC o fator de emissão para o tratamento de águas residuais é uma função do potencial máximo de produção de CH₄ (B₀) e do fator de correção de metano (MCF), como mostrado na Eq. (1E). O B₀ é a quantidade máxima de CH₄ que pode ser produzida a partir de uma determinada quantidade de compostos orgânicos presentes no efluente (expressa em DBO ou Demanda Química de Oxigênio - DQO). O MCF indica a medida com que a capacidade de produção de CH₄ (B₀) é realizada em cada tipo de sistema de tratamento.

$$EF_j = B_0 \times MCF_j \quad (1E)$$

Onde:

EF_j = fator de emissão de CH₄(kg CH₄.kg DBO⁻¹);

j = cada tratamento/ via de descarga / ou sistema;

B₀ = potencial máximo de produção de CH₄ (CH₄ kg.kg DBO⁻¹);

MCF_j = fator de correção do metano (fração).

Para B₀ (expressos em termos de kg CH₄.kg DBO removido⁻¹), um valor padrão de 0,6 kg de CH₄.kg de DBO⁻¹ ou 0,25 kg de CH₄.kg de DQO⁻¹ pode ser adotado. Para tanques sépticos o valor de MCF padrão é de 0,5.

De acordo com a metodologia do IPCC (2006) as emissões de N₂O podem ocorrer como emissões diretas dos sistemas de tratamento de esgoto ou como emissões indiretas após o descarte do efluente em rios, lagos ou no mar. As emissões diretas provenientes da nitrificação e desnitrificação nas estações de tratamento de águas residuais, normalmente são muito menores do que as relativas aos efluentes e precisam ser estimadas apenas para países que possuem predominantemente plantas centralizadas avançadas com etapas de nitrificação e desnitrificação (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2006). Assim, o IPCC não apresenta uma metodologia para a estimativa de emissão de N₂O por tanques sépticos. Diaz-Valbuena *et al.* (2011) ao medir as taxas de emissão de CH₄, CO₂ e N₂O de oito tanques sépticos encontraram valores de 11; 33,3; e 0,005 g percapita⁻¹ dia⁻¹, respectivamente. É possível constatar que o valor encontrado no referido estudo para a taxa de emissão de N₂O é bem inferior ao encontrado para o CH₄ e CO₂, corroborando com as informações apresentadas no relatório do IPCC (2006). Esse foi o valor utilizado para a estimativa das emissões de N₂O no presente trabalho.

APÊNDICE F – Cálculo das emissões atmosféricas de metano e óxido nitroso dos WC

A estimativa da emissão de metano (CH₄) de WC segundo o IPCC (2013) é fornecida pela Eq.(1F)

$$EmissõesdeCH_4 = \sum_j(TOW_j \times EF_j) + \sum_{i,j}(TOW_{i,j} \times EF_j) \quad (1F)$$

Onde:

Emissões CH₄ = kg CH₄ emitido por ano;

TOW_j = Matéria orgânica total no esgoto em kg DBO.ano⁻¹ ou kg DQO.ano⁻¹;

EF_j = Fator de Emissão, kg CH₄.kg DBO⁻¹ (para esgoto doméstico);

i = Setor industrial;

j = Tipo de WC.

Como essa pesquisa não abordará o esgoto industrial. O Fator de Emissão pode ser obtido utilizando a Eq.(2F).

$$EF_j = B_o \times MCF_j \quad (2F)$$

Onde:

B_o = Capacidade máxima de produção de CH₄, expressa em kg CH₄.kg de DBO⁻¹;

MCF = Fator de Correção do Metano;

j = Tipo de WC.

Segundo o IPCC (2013) o valor padrão de B_o para esgoto doméstico é igual a 0,6 kg CH₄.kg DBO⁻¹ e 0,25 kg CH₄.kg DQO⁻¹. O MCF, por sua vez, foi calculado pela relação entre o Carbono Orgânico Total (TOC) inicial e o fluxo de emissão de CH₄ de acordo com análises de taxas de conversão de CH₄ da literatura, indicando a produção máxima de CH₄ para cada tipo de WC. O valor de MCF para WC de FH subsuperficial é 0,1, para WC de fluxo vertical subsuperficial é 0,001 e para WC de fluxo superficial é de 0,4 (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2013).

Já a equação geral para estimar a emissão de óxido nitroso (N₂O) de WC para tratamento de esgoto doméstico é dada na Eq.(3F) (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2013).

$$EmissõesdeN_2O = \sum_j(N_j \times EF_j \times \frac{44}{28}) + \sum_{i,j}(N_{i,j} \times EF_j \times \frac{44}{28}) \quad (3F)$$

Onde:

Emissão N₂O = kg N₂O.ano⁻¹;

N_j = NT no esgoto doméstico em kg N.ano⁻¹;

$N_{i,j}$ = NT no esgoto industrial em kg N.ano⁻¹;

EF_j = Fator de Emissão, kg N₂O-N.kg N⁻¹;

i = Setor industrial

j = Tipo de WC.

O fator $\frac{44}{28}$ é a conversão de kg N₂O-N em kg N₂O. O N_j será calculado a com base no NT afluente aos sistemas. O Fator de Emissão para o N₂O emitido para WC de FH subsuperficial tratando esgoto doméstico é 0,0079 kg N₂O-N.kg.N⁻¹, para WC de fluxo vertical subsuperficial é de 0,00023 kgN₂O-N.kg.N⁻¹, e para WC de fluxo superficial é de 0,0013 kg N₂O-N.kg.N⁻¹ (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2013).

APÊNDICE G—Resultados absolutos de AICV

Tabela 1G - Valor Absoluto dos resultados de AICV das etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método ReCiPe

Fase	Mudança climática (kg CO₂ eq.)	Eutrofização de água doce (kg P eq.)	Ecotoxicidade de água doce (kg 1,4-DB eq.)	Toxicidade humana (kg 1,4-DB eq.)	Acidificação terrestre (kg SO₂eq.)	Formação oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC)
construção	2,72E-01	3,96E-05	1,77E-03	6,91E-02	9,15E-04	9,74E-04
operação	4,32E+00	9,01E-03	2,07E-04	8,29E-03	1,32E-04	2,11E-03
desativação	1,32E-02	1,01E-06	4,98E-05	4,02E-03	6,95E-05	1,10E-04

Tabela 2G - Valor Absoluto de AICV da etapa de construção do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método ReCiPe

Entradas	Mudança climática (kg CO₂ eq.)	Eutrofização de água doce (kg P eq.)	Ecotoxicidade de água doce (kg 1,4-DB eq.)	Toxicidade humana (kg 1,4-DB eq.)	Acidificação terrestre (kg SO₂ eq.)	Formação oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC)
Água	1,23E-05	4,83E-09	2,08E-07	4,81E-06	6,28E-08	3,81E-08
Areia	7,61E-03	7,76E-07	3,21E-05	1,49E-03	5,38E-05	8,62E-05
Brita	2,13E-02	3,73E-06	1,80E-04	7,54E-03	1,20E-04	1,50E-04
Cal	5,11E-02	1,58E-06	5,67E-05	2,51E-03	6,62E-05	6,50E-05
Cimento	1,48E-02	1,39E-06	5,10E-05	1,71E-03	3,02E-05	2,77E-05
Fibra de vidro (Tanque séptico)	1,81E-02	5,74E-06	1,70E-04	1,62E-02	1,20E-04	8,46E-05
PVC	5,70E-03	1,59E-07	1,41E-05	5,10E-04	1,44E-05	2,79E-05
Mangueira	8,80E-04	2,25E-07	8,85E-06	2,60E-04	4,14E-06	3,01E-06
Tijolo	1,26E-01	1,24E-05	7,00E-04	2,23E-02	4,10E-04	4,20E-04
Barras de aço	2,70E-02	1,36E-05	5,60E-04	1,65E-02	9,59E-05	1,10E-04

Tabela 3G - Valor Absoluto de AICV da etapa de operação do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método ReCiPe

Entradas/ saídas	Mudança climática (kg CO₂ eq.)	Eutrofização de água doce (kg P eq.)	Ecotoxicidade de água doce (kg 1,4-DB eq.)	Toxicidade humana (kg 1,4-DB eq.)	Acidificação terrestre (kg SO₂ eq.)	Formação oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC)
Efluente						
final	0,00E+00	9,01E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Gases	4,29E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,95E-03
Brita	2,12E-02	3,70E-06	1,80E-04	7,52E-03	1,20E-04	1,50E-04
Substituição da mangueira	2,63E-03	6,75E-07	2,65E-05	7,70E-04	1,24E-05	9,04E-06

Tabela 4G - Valor Absoluto dos resultados de AICV das etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, utilizando o método ReCiPe

Fase	Mudança climática (kg CO₂ eq.)	Eutrofização de água doce (kg P eq.)	Ecotoxicidade de água doce (kg 1,4-DB eq.)	Toxicidade humana (kg 1,4-DB eq.)	Acidificação terrestre (kg SO₂ eq.)	Formação oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC)
construção	6,78E-02	1,72E-05	5,45E-04	4,67E-02	4,38E-04	4,16E-04
operação	4,33E+00	7,04E-03	2,23E-03	8,54E-02	1,42E-03	2,91E-03
desativação	4,89E-03	3,74E-07	1,84E-05	1,49E-03	2,57E-05	3,89E-05

Tabela 5G - Valor Absoluto dos resultados de AICV da etapa de construção do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, utilizando o método ReCiPe

Entradas /saídas	Mudança climática (kg CO₂ eq.)	Eutrofização de água doce (kg P eq.)	Ecotoxicidade de água doce (kg 1,4-DB eq.)	Toxicidade humana (kg 1,4-DB eq.)	Acidificação terrestre (kg SO₂ eq.)	Formação oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC)
Areia	1,93E+01	7,64E+00	1,01E+01	5,50E+00	2,11E+01	3,61E+01
Mangueira de borracha	1,40E-01	1,20E-01	1,00E-01	1,00E-01	9,00E-02	9,00E-02
Brita	7,59E+00	5,19E+00	7,90E+00	3,90E+00	6,51E+00	8,85E+00
Tanques (WC + decantador)	5,13E+01	6,49E+01	6,05E+01	6,76E+01	5,26E+01	3,85E+01
Mangueira PEAD	1,58E+00	9,00E-02	2,00E-01	0,00E+00	7,60E-01	1,16E+00
PVC	2,52E+00	2,80E-01	8,00E-01	3,00E-01	9,90E-01	2,01E+00
Mangueira de silicone	1,90E-01	1,90E-01	2,00E-01	1,00E-01	1,40E-01	1,00E-01
Tanque séptico	1,74E+01	2,16E+01	2,02E+01	2,26E+01	1,78E+01	1,32E+01

Tabela 6G - Valor Absoluto dos resultados de AICV da etapa de operação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, utilizando o método ReCiPe

Entradas/ saídas	Mudança climática (kg CO₂ eq.)	Eutrofizaç ão de água doce (kg P eq.)	Ecotoxicida de de água doce (kg 1,4-DB eq.)	Toxicidade humana (kg 1,4-DB eq.)	Acidificação terrestre (kg SO₂ eq.)	Formação oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC)
Efluente final	0,00E+00	9,87E+01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Gases	9,24E+01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,32E+01
Substituição da areia	3,00E-01	1,88E-02	2,70E+00	3,20E+00	6,88E+00	5,24E+00
Substituição da brita	1,20E-01	1,27E-02	2,10E+00	2,30E+00	2,12E+00	1,28E+00
Substituição da mangueira de silicone	1,00E-02	1,38E-03	2,00E-01	1,00E-01	1,33E-01	4,57E-02
Substituição da mangueira de borracha	1,00E-02	9,17E-04	1,00E-01	1,00E-01	9,21E-02	3,92E-02
Substituição do vaso e mangueira de PEAD	7,00E-02	6,89E-04	2,00E-01	1,00E-01	7,39E-01	5,07E-01
Energia elétrica	7,12E+00	1,24E+00	9,47E+01	9,43E+01	9,00E+01	2,97E+01

Tabela 7G - Valor Absoluto dos resultados de AICV da etapa de construção do Cenário 1 - Materiais, utilizando o método ReCiPe

Entradas /saídas	Mudança climática (kg CO₂ eq.)	Eutrofização de água doce (kg P eq.)	Ecotoxicidade de água doce (kg 1,4-DB eq.)	Toxicidade humana (kg 1,4-DB eq.)	Acidificação terrestre (kg SO₂ eq.)	Formação oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC)
Tanques dos WC	4,81E-02	1,55E-05	4,60E-04	4,37E-02	3,20E-04	4,81E-02
Brita	2,13E-02	3,73E-06	1,80E-04	7,54E-03	1,20E-04	2,13E-02
Tanque séptico	1,81E-02	5,74E-06	1,70E-04	1,62E-02	1,20E-04	1,81E-02
PVC	5,70E-03	1,59E-07	1,41E-05	5,10E-04	1,44E-05	5,70E-03
Mangueira	8,80E-04	2,25E-07	8,85E-06	2,60E-04	4,14E-06	8,80E-04

Tabela 8G - Valor Absoluto dos resultados de AICV das etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFV+WCFH, utilizando o método USEtox

Construção			Operação		
Entradas	Tox.* (CTUh)	Ecotox.** (CTUe)	Entradas/ saídas	Tox.* (CTUh)	Ecotox.** (CTUe)
Água	3,88E-12	5,62E-05	Efluente final	0,00E+00	0,00E+00
Areia	1,09E-09	1,79E-02	Gases	0,00E+00	0,00E+00
Brita	4,98E-09	8,58E-02	Brita	4,97E-09	8,56E-02
Cal	1,11E-09		Substituição da mangueira	5,34E-10	9,63E-03
		1,98E-02			
Cimento	9,74E-10	1,68E-02			
Fibra de vidro (Tanque séptico)	3,93E-09	5,99E-02			
PVC	5,08E-10	7,37E-03			
Mangueira	1,78E-10	3,21E-03			
Tijolo	1,42E-08	2,38E-01			
Barras de aço	2,38E-08	3,37E-01			
Total	5,08E-08			5,50E-09	9,52E-02
		7,86E-01			

tox. = toxicidade humana; ** ecotox. = ecotoxicidade de água doce

Tabela 9G - Valor Absoluto dos resultados de AICV das etapas de construção, operação e desativação do Sistema TS+WCFL+DS+WCFV, utilizando o método USEtox

Construção			Operação		
Entradas	Tox.* (CTUh)	Ecotox.** (CTUe)	Entradas/saídas	Tox.* (CTUh)	Ecotox.** (CTUe)
Areia	1,87E-09	3,07E-02	Efluente final	0,00E+00	0,00E+00
Mangueira de borracha	1,93E-11	3,40E-04	Gases	0,00E+00	0,00E+00
Brita	1,20E-09	2,07E-02	Substituição da areia	1,87E-09	3,07E-02
Tanques (WC + decantador)	7,61E-09	1,15E-01	Substituição da brita	1,20E-09	2,07E-02
Mangueira PEAD	5,03E-11	6,50E-04	Substituição da mangueira de silicone	7,71E-11	1,39E-03
PVC	1,52E-10	2,21E-03	Substituição da mangueira de borracha	5,80E-11	1,02E-03
Mangueira de silicone	2,57E-11	4,60E-04	Substituição do vaso e mangueira de PEAD	1,51E-10	1,96E-03
Tanque séptico	2,55E-09	3,89E-02	Energia elétrica	3,23E-08	5,87E-01
Total	1,35E-08	2,09E-01		3,57E-08	6,43E-01

Tabela 10G - Valor Absoluto dos resultados de AICV da etapa de construção do Cenário 1 - Materiais, utilizando o método USEtox

Construção		
Entradas	Tox.* (CTUh)	Ecotox.** (CTUe)
Tanques dos WC	1,05E-08	1,60E-01
Brita	4,98E-09	8,58E-02
Tanque séptico	3,93E-09	5,99E-02
PVC	5,08E-10	7,37E-03

APÊNDICE H – Quantidade estimada de resíduos produzidos nos sistemas

Tabela 1H - Quantidade estimada de resíduos produzidos no sistema TS+WCFV+WCFH

Sistema TS+WCFV+WCFH			
Material	Quantidade (kg)	Densidade (kg.m⁻³)	Volume (m³)
Tanque séptico (fibra de vidro)	31,7	1.000	0,0317
Cimento Portland	89,76	1.200	0,0748
Cal hidratada	254,32	1.700	0,1496
Areia média	892,8	1.500	0,5952
Tijolo maciço comum	2.160,00	2.565	0,84210
Tijolo vazado (21 furos)	175,5	1.940	0,09046
Barras de aço	55,17	7830	0,00705
Brita n1	6.144,96	1.384	4,44
Brita n 2	1.062,36	1.362	0,78
PVC (tubos + conexões)	13,83	1440	0,00960
Mangueira flexível transparente de silicone, DN 40 mm	1,5616	950	0,00164
Total			7,02

Tabela 2H - Quantidade estimada de resíduos produzidos no sistema TS+WCFL+DS+WCFV

Sistema TS+WCFL+DS+WCFV			
Material	Quantidade (kg)	Densidade (kg.m⁻³)	Volume (m³)
Tanque séptico	48,27	1.000	0,04827
Brita n 2	4086	1.362	3
PVC (tubos + conexões)	8,862	1440	0,006154
Fibra de vidro	145,52	1.000	0,14552
Areia grossa – meio filtrante	360	1800	2
Mangueiras de PEAD	5,908	955	0,006186
Mangueiras de silicone	0,5265	950	0,000554
Mangueiras de borracha	0,4	1100	0,000364
Total			5,21

Tabela 3H - Quantidade estimada de resíduos produzidos no Cenário 1 -Materiais

Cenário 1 - Materiais			
Material	Quantidade (kg)	Densidade (kg.m⁻³)	Volume (m³)
Tanque séptico	31,7	1.000	0,0317
Brita n1	6.144,96	1.384	4,44
Brita n 2	1.062,36	1.362	0,78
PVC	13,83	1440	0,0096
Fibra de vidro (WC)	86	1.000	0,086
Total			5,35