



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CAMPUS FLORIANÓPOLIS

Carolina de Paula Lemos

**Impactos ambientais de diferentes níveis de tratamento de efluentes para
recarga de aquífero**

Florianópolis
2021

Carolina de Paula Lemos

**Impactos ambientais de diferentes níveis de tratamento de efluentes para
recarga de aquífero**

Trabalho de Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.
Orientador: Raphael Ricardo Zepon Tarpani, Dr.

Florianópolis
2021

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Lemos, Carolina de Paula

Impactos ambientais de diferentes níveis de tratamento
de efluentes para recarga de aquífero / Carolina de Paula
Lemos ; orientador, Raphael Ricardo Zepon Tarpani, 2021.
70 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico,
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental,
Florianópolis, 2021.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Avaliação de
Ciclo de Vida. 3. Tratamento Solo-Aquífero. 4. Recarga
Gerenciada de Aquífero. I. Tarpani, Raphael Ricardo Zepon .
II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em
Engenharia Sanitária e Ambiental. III. Título.

Carolina de Paula Lemos

**Impactos ambientais de diferentes níveis de tratamento de efluentes para
recarga de aquífero**

O presente trabalho em nível de foi avaliado e aprovado por banca examinadora
composta pelos seguintes membros:

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Rodrigo de Almeida Mohedano, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Raphael Ricardo Zepon Tarpani, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi
julgado adequado para obtenção do título de bacharel em Engenharia Sanitária e
Ambiental.

Prof.^a Maria Elisa Magri, Dra.
Coordenadora do Curso

Raphael Ricardo Zepon Tarpani, Dr.
Orientador

Florianópolis, 2021.

AGRADECIMENTOS

Agradecer aos meus pais e meu irmão pelo amor incondicional e pelo apoio nesses 25 anos.

Aos meus amigos da vida, Letícia, Luiza, Lucas B., Rodrigo, Lucas G., Júlia, Larissa, Giulia e Marina que me acompanham desde o ensino fundamental/ensino médio.

Aos amigos que vieram durante o período da universidade, que eu guardo com muito carinho e levarei para essa nova etapa que se inicia, em especial, Letícia, Martina, Isabela, Virgínia, Manoela, Helga, Calini, Júlia, Lara, Viviane, Leonardo, Taísa, Débora e Tâmara.

Ao meu companheiro e amigo para todas as horas, Gabriel.

Ao meu orientador Raphael pela paciência e apoio para a realização deste trabalho.

E, por fim, à Universidade Federal de Santa Catarina, em especial, à todos os docentes, coordenadores e profissionais administrativos que trabalham para nos proporcionar esse ensino público de excelência.

RESUMO

Devido à crescente demanda e escassez da água em várias partes do globo, soluções voltadas para o gerenciamento do ciclo hidrológico têm se tornado cada vez mais relevantes, inclusive sendo parte dos objetivos de desenvolvimento sustentável da Organização das Nações Unidas. Dentro deste contexto, a Recarga Gerenciada de Aquífero aparece como uma alternativa para aumentar a disponibilidade hídrica, além de manter o nível do lençol freático durante os períodos mais críticos. Um dos sistemas pertencentes a Recarga de Aquífero é o Tratamento Solo-Aquífero (TSA), o qual se baseia na infiltração de efluente tratado no solo. Este trabalho aborda esta tecnologia através de uma perspectiva de ciclo de vida, comparando os impactos ambientais de ciclo de vida de sistemas com diferentes níveis de tratamento de efluentes urbanos e a área requerida para a infiltração de seus efluentes no solo através do Tratamento Solo-Aquífero. Como não foram encontradas referências na literatura com propostas semelhantes, este foi um estudo hipotético inicial, com o objetivo principal de instigar a sua replicação e aprimoramento em uma região de estudo. Através dos resultados, pode-se concluir que a infiltração do efluente do sistema de tratamento primário no Tratamento Solo-Aquífero apresentou um benefício superior, em termos de impacto ambiental e quantidade de área requerida. E, quando o sistema de tratamento primário não for uma alternativa, o sistema de tratamento terciário apresentou uma maior vantagem do que o sistema de tratamento secundário, devido ao impacto ambiental próximo e a requisição de uma quantidade de área consideravelmente menor. Em relação ao cálculo da área, a permeabilidade da camada limitante do solo apresentou uma elevada influência nos resultados para os diferentes níveis de tratamento de efluentes. Uma diminuição na permeabilidade do solo de 3.154 m/ano para 946 m/ano levou a um aumento de aproximadamente 15% na área requerida para infiltração do afluente primário, 194% para a infiltração do afluente secundário e 330% para o afluente terciário. Os resultados encontrados apresentaram limitações importantes, sendo aconselhável a incorporações das recomendações propostas em trabalhos futuros.

Palavras-chave: Avaliação de Ciclo de Vida. Tratamento Solo-Aquífero. Recarga Gerenciada de Aquífero.

ABSTRACT

Due to the issues related to the growing water demand and the water scarcity around the globe, solutions aimed at managing the hydrological cycle have become increasingly relevant, including being part of the United Nations's Sustainable Development Goals. In this context, the Managed Aquifer Recharge appears as an alternative to increase water availability, in addition to maintaining the water table level during the most critical periods. One of the systems that belongs to the Managed Aquifer Recharge is the Soil-Aquifer Treatment, which is based on the infiltration of treated effluent into the soil. This work approaches this technology through a life cycle perspective, comparing the life cycle environmental impacts of systems with different levels of treatment and the area required for the infiltration of its effluents in the soil through the Soil-Aquifer Treatment. As there were no references in the literature with similar a proposal, this was a hypothetical initial study, with the primary goal of instigating its replication and improvement. Through the results, it can be concluded that the infiltration of the effluent from the primary treatment system presented a superior benefit, in terms of the potential environmental impact and the amount of area required for the Soil-Aquifer Treatment. When it is not possible to implement a primary treatment system, the tertiary treatment system has shown better results than the secondary treatment system, with resembling potential environmental impacts and requiring considerably less area. Regarding the calculation of the area, the limiting permeability of the soil layer had a high influence on the areas required for the different levels of treatment. A decrease in soil permeability of 3,154 m/year to 946 m/year led to an increase of approximately 15% in the area required for the infiltration of primary affluent, 194% for the infiltration of secondary affluent and 330% for the tertiary affluent. The results found had important limitations, and it is advisable to incorporate the recommendations proposed in future works.

Keywords: Life Cycle Assessment. Soil-Aquifer Treatment. Managed Aquifer Recharge.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema do Tratamento Solo-Aquífero	14
Figura 2 – Estrutura da Avaliação de Ciclo de Vida.	17
Figura 3 – Diferença básica entre o nível <i>mid-point</i> e <i>end-point</i>	18
Figura 4 – Passos da metodologia	21
Figura 5 – Árvore de decisão para classificação dos sistemas de tratamento presentes nas bibliografias, de acordo com a concentração de Demanda Biológica de Oxigênio (DBO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Nitrogênio Total (Nt) e Fósforo Total (Pt)	24
Figura 6 – Fronteiras do sistema	25
Figura 7 – Fluxograma da metodologia utilizada para estimação do ICV dos sistemas de tratamento de efluentes urbanos	27
Figura 8 – Critérios de decisão para a filtração das bibliografias e suas tecnologias de tratamento	29
Figura 9 – Árvore de decisão para o cálculo da área segundo metodologia de Crites <i>et al.</i> (2014)	35
Figura 10 – Impactos ambientais de ciclo de vida dos sistemas de tratamento de efluentes primário (ST1), secundário (ST2) e terciário (ST3) para a Unidade Funcional (UF) de 5.000 m ³ /d de uma Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) com vida útil de 40 anos	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Eficiência de remoção segundo nível de tratamento	22
Tabela 2 – Método de classificação dos sistemas das literaturas de acordo com a concentração de Demanda Biológica de Oxigênio (DBO), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Nutrientes	22
Tabela 3 – Efluente bruto de países em desenvolvimento e desenvolvidos	23
Tabela 4 – Fatores de projeto típicos usados para converter taxas de infiltração medidas em taxas de carregamento hidráulico no TSA	33
Tabela 5 – Classificação do solo segundo condutividade hidráulica (m/s)	36
Tabela 6 – Tecnologias incluídas nos Inventários de Ciclo de Vida dos sistemas de tratamento de efluentes urbanos	37
Tabela 7 – Inventário de Ciclo de Vida para o sistema de tratamento primário	38
Tabela 8 – Inventário de Ciclo de Vida para o sistema de tratamento secundário	38
Tabela 9 – Inventário de Ciclo de Vida para o sistema de tratamento terciário	39
Tabela 10 – Concentração média de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Nitrogênio total (Nt) no afluente ao Tratamento Solo-Aquífero	45
Tabela 11 – Cálculo da área requerida para $k = 3.154$ m/ano e $Fa = 0,05$	45
Tabela 12 – Cálculo da área requerida para $k = 946$ m/ano e $Fa = 0,05$	46
Tabela 13 – Cálculo da área requerida para $k = 946$ m/ano e $Fa = 0,1$	47
Tabela 14 – Cálculo da eficiência de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Nitrogênio (Nt) e Fósforo (Pt) para as bibliografias selecionadas para estimação dos Inventários de Ciclo de Vida	62
Tabela 15 – Quantidade de materiais utilizados no processo concreto armado e as respectivas correspondências na base de dados Ecoinvent versão 3.5	64
Tabela 16 – Classificação das bibliografias sobre o TSA	66

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação de Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida
AT	Acidificação terrestre
BAS	Biofiltro aerado submerso
DBO	Demanda Química de Oxigênio
EcAD	Ecotoxicidade de água doce
EcM	Ecotoxicidade marinha
EcT	Ecotoxicidade terrestre
ERF	Escassez de recursos fósseis
ERM	Escassez de recursos minerais
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
EuAD	Eutrofização de água doce
EuM	Eutrofização marinha
FC	Fator de Caracterização
FMP	Formação de material particulado
FPL	Fator de Projeto Limitante
ICV	Inventário de Ciclo de Vida
ISO	International Organization of Standardization
MC	Mudanças climáticas
Nt	Nitrogênio total
PAC	Policloreto de Alumínio
POP	Poluentes Orgânicos Persistentes
Pt	Fósforo total
RGA	Recarga Gerenciada de Aquífero
SST	Sólidos Suspensos Totais
TCHs	Taxa de Carregamento Hidráulico superficial
TCNs	Taxa de Carregamento de Nitrogênio superficial
TCOs	Taxa de Carregamento Orgânico superficial
TH	Toxicidade humana
TSA	Tratamento Solo-Aquífero
UASB	Reator anaeróbico de fluxo ascendente
UF	Unidade Funcional

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
1.1	OBJETIVOS	13
1.1.1	Objetivo Geral	13
1.1.2	Objetivos Específicos	13
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1	TRATAMENTO SOLO-AQUÍFERO	14
2.2	AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA	16
2.2.1	Avaliação de Ciclo de Vida no saneamento	18
2.2.1.1	Objetivo e escopo	19
2.2.1.2	Análise de inventário	19
2.2.1.3	Avaliação de impactos	20
2.2.1.4	Interpretação	20
3	METODOLOGIA	21
3.1	SISTEMAS DE TRATAMENTO PRIMÁRIO, SECUNDÁRIO E TERCIÁRIO	21
3.2	AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES URBANOS	24
3.2.1	Objetivo e escopo	24
3.2.2	Análise de inventário	26
3.2.2.1	Filtragem das bibliografias	26
3.2.2.1.1	<i>Características do efluente</i>	27
3.2.2.1.2	<i>Características do tratamento</i>	27
3.2.2.1.3	<i>Características da população</i>	28
3.2.2.1.4	<i>Nível de separação dos dados de inventário</i>	28
3.2.2.2	Classificação das bibliografias	30
3.2.3	Avaliação de impacto	30
3.3	ÁREA REQUERIDA PARA O TRATAMENTO SOLO-AQUÍFERO	32
3.3.1	Área requerida	32
3.3.1.1	Taxa de Carregamento Hidráulico superficial	32
3.3.1.2	Taxa de Carregamento de Nitrogênio superficial	33
3.3.1.3	Taxa de Carregamento Orgânico superficial	33
3.3.1.4	Cálculo da área requerida	34
3.3.2	Características hidrogeológicas	35
4	RESULTADOS	37
4.1	AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES	37
4.1.1	Análise de impacto e interpretação dos resultados	40

4.1.1.1	Mudanças climáticas	40
4.1.1.2	Escassez de recursos fósseis	41
4.1.1.3	Ecotoxicidade de água doce	41
4.1.1.4	Eutrofização de água doce	42
4.1.1.5	Toxicidade humana	42
4.1.1.6	Ecotoxicidade marinha	42
4.1.1.7	Eutrofização marinha	43
4.1.1.8	Escassez de recursos minerais	43
4.1.1.9	Formação de material particulado	43
4.1.1.10	Acidificação terrestre	44
4.1.1.11	Ecotoxicidade terrestre	44
4.2	ÁREA REQUERIDA	44
4.2.1	Concentração de DBO e Nt no afluente ao Tratamento Solo-Aquífero	44
4.2.2	Cálculo da área	45
4.3	RELAÇÃO ENTRE OS IMPACTOS AMBIENTAIS POTENCIAIS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES E ÁREA REQUERIDA PARA INFILTRAÇÃO DOS AFLUENTES NO TRATAMENTO SOLO-AQUÍFERO	47
4.4	ANÁLISE CRÍTICA DA METODOLOGIA EMPREGADA	48
4.4.1	Impactos ambientais de ciclo de vida dos sistemas de tratamento de efluentes urbanos	48
4.4.2	Contribuição dos impactos ambientais de ciclo de vida dos sistemas de tratamento de efluentes urbanos	49
4.4.3	Número de bibliografias utilizadas para a Avaliação de Ciclo de Vida	49
4.4.4	Contaminação do aquífero	49
4.4.5	Metodologia para cálculo da área requerida pelo Tratamento Solo-Aquífero	50
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	51
	REFERÊNCIAS	53
	APÊNDICE A – BIBLIOGRAFIAS SELECIONADAS E CLASSIFICADAS PARA A REALIZAÇÃO DA AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA	61
	APÊNDICE B – CORRESPONDÊNCIA DOS PROCESSOS DA SEÇÃO 4.1 NO INVENTÁRIO DA ECOINVENT	64
	APÊNDICE C – CLASSIFICAÇÃO DAS BIBLIOGRAFIAS SOBRE O TRATAMENTO SOLO-AQUÍFERO SEGUNDO NÍVEL DE TRATAMENTO	65

1 INTRODUÇÃO

Devido à crescente demanda e escassez da água em várias partes do globo, a gestão integrada dos recursos hídricos têm se tornado cada vez mais relevante, inclusive fazendo parte dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas (ONU, 2018). Uma das ferramentas pertencentes a gestão integrada de recursos hídricos é a ETE, criada para remover contaminantes do efluente antes que retorne ao corpo d'água, respeitando os critérios e padrões ambientais estabelecidos na legislação (VON SPERLING, 2007).

Embora as ETEs sejam importantes para a estratégia de conservação dos recursos hídricos, estas são também agentes poluidores, gerando, por exemplo, emissões de gases do efeito estufa e contribuindo para o aquecimento global (NGUYEN *et al.*, 2019). Dentro do saneamento, o entendimento dos impactos vinculados a construção e operação de uma ETE são essenciais para o alcance da sustentabilidade (GUEST *et al.*, 2009). Um dos instrumentos utilizadas para este fim é a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), um método de auxílio a tomada de decisão que busca estimar os impactos ambientais de ciclo de vida de produtos ou serviços, "do berço ao túmulo" (ISO, 2006a). Muitos estudos têm utilizado a ACV, tanto para a tomada de decisão durante o design de um sistema de tratamento (ORTIZ *et al.*, 2007), quanto para a otimização operacional de estações já em operação (MENESES *et al.*, 2015).

Dentro da problemática de poluição dos cursos d'água, escassez de água e super exploração da água subterrânea, uma alternativa rápida e eficiente para manter ou aumentar o nível do lençol freático (DE MOURA, 2004), remover múltiplos contaminantes e minimizar o uso de químicos e energia (SHARMA *et al.*, 2011) é a Recarga Gerenciada de Aquífero (RGA). Um dos sistemas de tratamento pertencente a RGA é o Tratamento Solo-Aquífero (TSA), caracterizado pela infiltração intermitente através de bacias de infiltração de efluente de esgoto tratado e, às vezes, o escoamento urbano para posterior recuperação através de poços (BEKELE *et al.*, 2018). Por ser um sistema de tratamento que necessita de bacias de infiltração, a sua introdução depende de uma grande quantidade de área (SHARMA; KENNEDY, 2017), que irá variar de acordo com a qualidade do afluente introduzido no sistema (CRITES *et al.*, 2014).

Diante dos benefícios que o TSA pode trazer para regiões com escassez hídrica, este trabalho buscou estudar esta tecnologia, avaliando os impactos ambientais de ciclo de vida de sistemas com diferentes níveis de tratamento de efluentes urbanos e a quantidade de área requerida para infiltração destes efluentes no TSA. Como não foram encontradas bibliografias com uma proposta de trabalho semelhante, este trabalho focou em apresentar uma metodologia e discussão iniciais a respeito do tema, que poderão ser aprimoradas em futuros estudos.

1.1 OBJETIVOS

Nas seções abaixo estão descritos o objetivo geral e os objetivos específicos.

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a relação entre os impactos ambientais de ciclo de vida de diferentes níveis de tratamento de efluentes urbanos e a quantidade de área requerida para infiltração destes efluentes no Tratamento Solo-Aquífero, visando a recarga de aquífero.

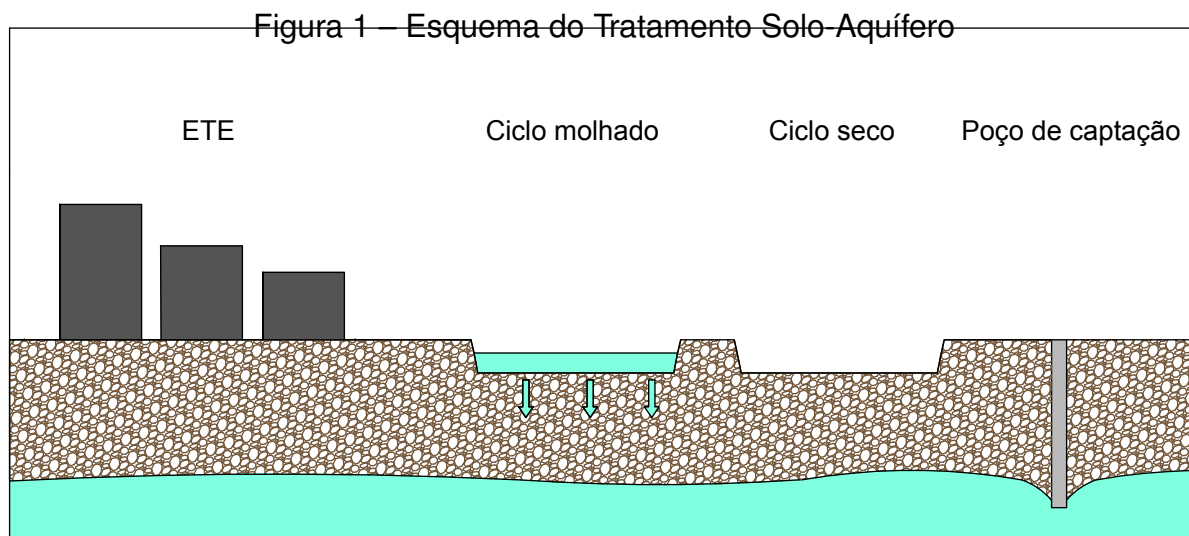
1.1.2 Objetivos Específicos

1. Avaliar os impactos ambientais de ciclo de vida de diferentes níveis de tratamento de efluentes urbanos através de uma Avaliação de Ciclo de Vida (ACV);
2. Estimar a área requerida para infiltração de efluentes no sistema Solo-Aquífero, após diferentes níveis de tratamento;
3. Definir o cenário de menor impacto relacionando os critérios de área requerida e impacto ambiental de ciclo de vida.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 TRATAMENTO SOLO-AQUÍFERO

O TSA é um dos sistemas pertencentes a RGA. Este sistema é caracterizado pela infiltração do efluente pela zona vadosa (insaturada) (Figura 1), com o objetivo de recarregar os aquíferos subjacentes (SHARMA; KENNEDY, 2017). A RGA é utilizada ao redor do mundo como uma fonte de suprimento sustentável de água potável e não potável (e.g. Austrália (BARRY *et al.*, 2017), Israel (ICEKSON-TAL *et al.*, 2003; NADAV *et al.*, 2012), Marrocos (BENNANI *et al.*, 1992) e Alemanha (REEMTSMA *et al.*, 2000)). Este sistema aparece como alternativa para reuso indireto de água para fins potáveis esteticamente mais aceitável para o público (ASANO; COTRUVO, 2004), visto que aumentar o suprimento de água potável através da infiltração de efluente tratado não é indesejável como o uso direto do efluente tratado para consumo humano. Além disso, em ilhas e regiões costeiras, o reuso de água permite o uso eficiente da água doce, evitando descargas de efluentes parcialmente tratados que desembocam no mar (VOULVOULIS, 2018).



Fonte – Adaptado de Dillon (2005)

Benefícios comuns encontrados na implementação da RGA estão relacionados aos baixos custos relativos da disposição final por infiltração do efluente tratado e da diminuição no número de tecnologias empregadas, visto que o processo de infiltração pela zona vadosa do solo promove a remoção de nutrientes e patógenos (BEKELE *et al.*, 2018). Entretanto, a remoção de fósforo e metais irá depender da distância de viagem e a textura do solo, assim como a remoção significativa de nitrogênio dependerá das adaptações realizadas no sistema (CRITES *et al.*, 2014), como o controle de eventos de inundação e seca nas bacias de infiltração (BEKELE *et al.*, 2018).

Segundo Bouwer (1991), os custos de um sistema TSA podem ser inferiores a 40% dos custos de um sistema equivalente convencional. Tais características tornam o TSA uma alternativa apropriada para países em desenvolvimento, os quais se beneficiariam da simplicidade do sistema, do baixo consumo de energia (SHARMA; KENNEDY, 2017) e de um efluente de boa qualidade para o reuso (e.g aumento da disponibilidade hídrica dos aquíferos para agricultura e abastecimento público).

Durante a definição do local mais adequado para aplicação do TSA é importante que o aquífero seja não confinado, não tendo presença de camadas de argilas ou outros materiais de textura fina que restrinjam o fluxo vertical e reduzam as taxas de infiltração (BOUWER, 2002). Sistemas como o TSA devem estar localizados em solos com permeabilidade suficiente para permitir altas taxas de infiltração e, ao mesmo tempo, serem finos o suficiente para garantir uma boa filtração e qualidade do efluente após infiltração (e.g. variações de areia fina, areia franca e franco arenosa) (SHARMA; KENNEDY, 2017). Areia siltosa é um dos melhores solos para o sistema TSA, devido à boa eficiência de remoção quando comparado a outros tipos de solo (AHARONI *et al.*, 2011). A eficiência de remoção do TSA é altamente dependente da qualidade da fonte de água utilizada, dos pré-tratamentos selecionados, do uso pretendido, das condições hidrogeológicas do solo, do método de recarga e da aceitação pública (ABEL, C. D. T., 2014; ASANO; COTRUVO, 2004).

O TSA pode ser implantado para uma variada gama de efluentes, dependendo do uso pretendido, e pode substituir quaisquer estágios específicos do processo de tratamento (SHARMA *et al.*, 2011). Com afluentes de melhor qualidade, aumenta-se o investimento em operação e manutenção, contudo, o efluente produzido após o pré-tratamento irá requerer uma menor área para infiltração, sendo assim, reduzirá o investimento em terras e minimizará os investimentos em pós-tratamentos (SHARMA; KENNEDY, 2017). Além disso, ainda segundo Sharma e Kennedy (2017), diminuem-se os riscos à saúde humana associados à elevada influência das características hidrogeológicas nas eficiências de remoção, principalmente, a persistência de patógenos e Poluentes Orgânicos Persistentes (POP)s nos aquíferos recarregados. Por outro lado, Tarpani e Azapagic (2018) mostraram que o impacto potencial de ecotoxicidade de tratamentos avançados (e.g. sistema de tratamento com carvão ativo granular, nanofiltração, ozonização e foto-fenton solar) do efluente pode ser superior ao impacto potencial gerado pelos fármacos e produtos de higiene pessoal (PPCP, do inglês, Pharmaceutical and personal care products), pertencentes aos POPs.

Apesar de suas inúmeras vantagens, Sharma e Kennedy (2017) elencam também algumas limitações. São elas:

- Dependência em relação as condições hidrogeológicas do solo;
- Potencial lixiviação de materiais do aquífero sob condições redutoras, podendo

resultar em maiores concentrações de ferro, manganês, arsênico ou fluoreto na água extraída;

- Potencial entupimento do solo devido ao acúmulo de matéria orgânica;
- Pode ser uma barreira limitada para certos contaminantes (e.g. POPs);
- Possui um sistema operacional limitado, o que torna o TSA um sistema de difícil predição;
- Necessita de grande quantidade de área para sua introdução.

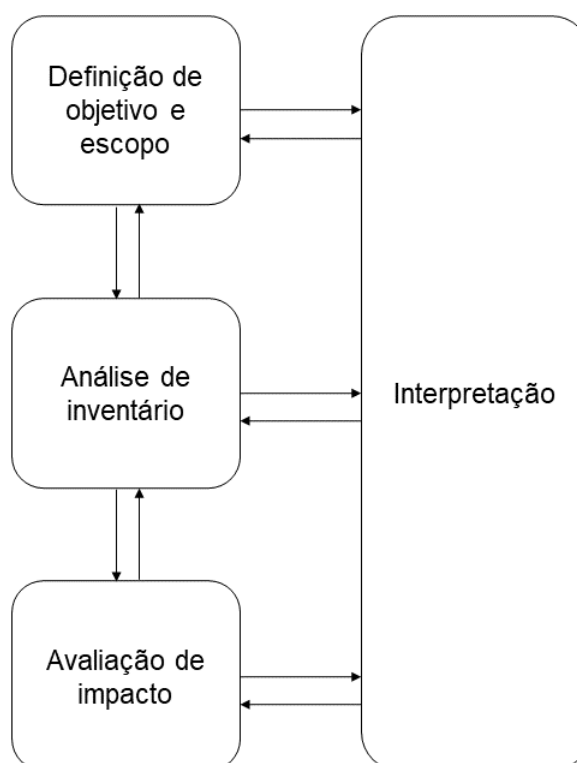
2.2 AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA

Diante da falta de dados e a preocupação com a escassez de recursos naturais e poluição atmosférica, aquática e terrestre, intensificou-se a busca por metodologias que permitissem uma melhor compreensão e quantificação desses impactos ambientais (ISO, 2006b). Um dos instrumentos criados com esse intuito é a ACV, um método de quantificação dos impactos ambientais associados à produtos e serviços considerando todo o ciclo de vida (“do berço ao túmulo”).

Os passos para o desenvolvimento de uma ACV estão padronizados segundo as normativas ISO (2006a,b) e, no Brasil, a norma foi traduzida e disponibilizada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (ABNT, 2014a, 2014b). Como descrito pela International Organization of Standardization (ISO) (ISO, 2006a), a ACV é um processo iterativo composto por quatro fases (Figura 2): (1) Definição do objetivo e do escopo, (2) Análise de inventário, (3) Avaliação de impactos e (4) Interpretação dos resultados.

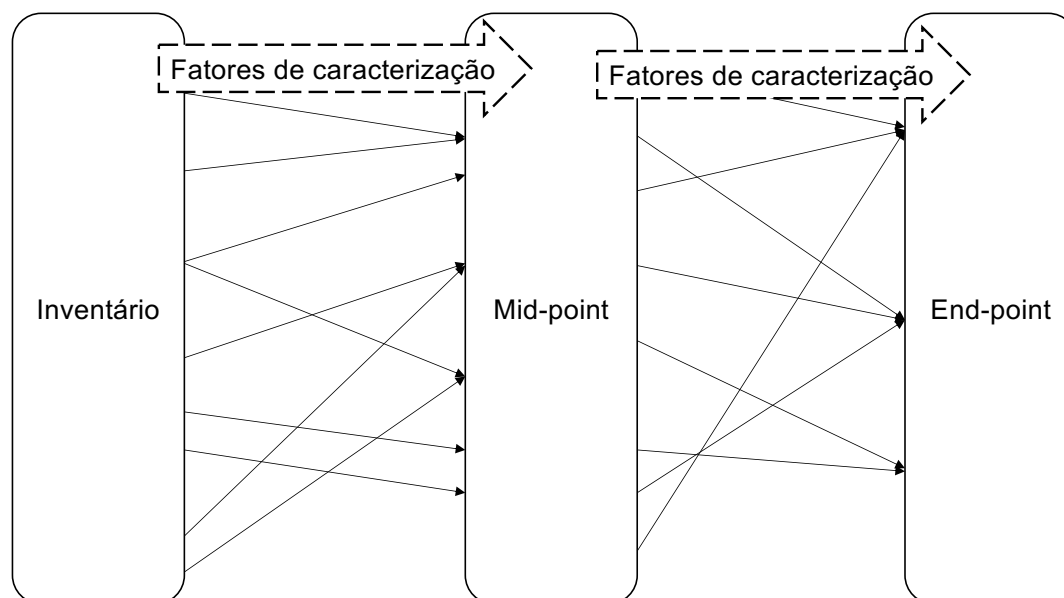
A primeira fase (1) envolve a definição dos objetivos, da fronteira do sistema, da UF e demais premissas. A UF é a unidade escolhida para o objeto do estudo, de forma que todos os fluxos de entrada sejam apresentados em função dessa unidade (e.g. impactos associados à produção de um quilograma de um produto considerando todo o seu ciclo de vida). A segunda fase é a Análise de inventário (2). Esta fase se baseia na listagem dos fluxos de entrada (*inputs*) – energia requerida, materiais, água, etc. – e saída (*outputs*) – emissão de poluentes – do ciclo de vida, delimitado de acordo com as fronteiras do sistema previamente definidas. O resultado desta listagem é o Inventário de Ciclo de Vida (ICV) gerado para cada objeto da ACV. Os dados de um inventário podem ser de origem primária (*foreground*), quando são coletados diretamente em laboratório ou em campo, retirados de documentos de concepção detalhados ou informações disponibilizadas por fornecedores (COROMINAS *et al.*, 2013), ou secundária (*background*), quando representam processos base disponibilizados por bases de dados (e.g. sistemas de geração de eletricidade, materiais como o aço e produtos químicos como o cloro).

Figura 2 – Estrutura da Avaliação de Ciclo de Vida.



Fonte – ABNT (2014a)

Já a terceira fase (3), é a quantificação dos impactos associados aos processos definidos na fase anterior, de acordo com o método de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) definido. Os métodos de AICV são as formas de se acessar os impactos ambientais do sistema em estudo, os quais possuem suas próprias categorias de impacto (e.g. Mudanças climáticas, Uso do solo, Ecotoxicidade, Esgotamento de recursos fósseis, Toxicidade humana). Todas as categorias de impacto possuem um Fator de Caracterização (FC) que irá relacionar cada fluxo a um conjunto de impactos usando cadeias de causa-efeito (CARRÉ *et al.*, 2017). Durante uma análise, é importante prestar atenção nos tipos de estimativa e categorização dos impactos *mid-point* e *end-point*. O *mid-point* é um ponto na cadeia de causa e efeito (BARE *et al.*, 2000) que apresenta indicadores de impacto ambiental, os quais podem ou não ser agregados por categorias em termos de parâmetros comuns. Quando o método de impacto permite essa agregação e cria categorias comuns, esse processo pode ser chamado de abordagem *end-point* (Figura 3). Esta última abordagem, apesar de não ser um consenso no meio acadêmico, permite identificar as consequências dos impactos em três áreas: saúde humana, ecossistema e consumo de recursos naturais (GUÉRIN-SCHNEIDER *et al.*, 2018), o que simplifica a compreensão para os tomadores de decisão.

Figura 3 – Diferença básica entre o nível *mid-point* e *end-point*

Fonte – Adaptado de Bare *et al.* (2000)

Por último, temos a quarta fase (4), a interpretação dos resultados, na qual os resultados são avaliados dentro do contexto do escopo e dos objetivos definidos na primeira fase (1). Espera-se que esta fase inclua análises de sensibilidade com o objetivo de investigar a influência da variação de alguns parâmetros na totalidade dos impactos gerados ou relacionados a uma categoria de impacto específica.

2.2.1 Avaliação de Ciclo de Vida no saneamento

A busca pela sustentabilidade dentro do ciclo da água nos centros urbanos no século XXI trouxe mudanças de perspectiva em relação a valoração de recursos (DAIGGER, 2009). O desenvolvimento de tecnologias já permite boas relações de custo-benefício para recuperação de recursos de efluentes urbanos, entretanto, a falta de avaliação sistemática do planejamento e design destes sistemas impede que se alcance a sustentabilidade (GUEST *et al.*, 2009). Neste contexto, a ACV dentro do saneamento aparece como um método capaz de mensurar os impactos ambientais destes sistemas, o que contribui para a sustentabilidade na alocação de tecnologias de tratamento de água e efluentes.

Entre os anos de 1995 e 2012, ao menos 44 ACVs focadas em águas residuárias em países desenvolvidos e 1 em países em desenvolvimento foram publicadas (COROMINAS *et al.*, 2013). Um estudo mais recente de Gallego-Schmid e Tarpani (2019) mostrou que ao menos 43 artigos sobre tratamento de águas residuárias em países em desenvolvimento foram publicados entre os anos de 2000 e 2018. A seguir,

será apresentado um resumo das principais considerações em estudos de ACV de águas residuárias, de acordo com os artigos Estado da Arte desenvolvidos por Corominas *et al.* (2013) e Gallego-Schmid e Tarpani (2019), dividindo-as em escopo e objetivos, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação.

2.2.1.1 Objetivo e escopo

Dentro da ACV de tratamento de água e efluentes, a UF comumente utilizada é unidade de volume de efluente tratado (COROMINAS *et al.*, 2013; GALLEGO-SCHMID; TARPANI, 2019). Ainda assim, esta unidade não reflete a qualidade do efluente inicial ou a eficiência de remoção da ETE, visto que comparar dois sistemas com cargas de efluente inicial diferentes ou com diferentes eficiências de remoção pode levar a conclusões equivocadas (COROMINAS *et al.*, 2013; RODRIGUEZ-GARCIA *et al.*, 2011). Buscando formas de incluir a qualidade do efluente em vez da quantidade de efluente como unidade de comparação, alguns estudos têm usado população equivalente, definida de acordo com a carga orgânica biodegradável de oxigênio por dia da Demanda Química de Oxigênio (DBO) de cinco dias (GALLEGO *et al.*, 2008; RISCH *et al.*, 2015). Outras unidades já utilizadas são unidades de massa de remoção de parâmetros de qualidade da água (e.g. Demanda Química de Oxigênio (WANG *et al.*, 2018), PO_3^{-4} (ZHU *et al.*, 2013; RODRIGUEZ-GARCIA *et al.*, 2011)).

Corominas *et al.* (2013) e Gallego-Schmid e Tarpani (2019) mostraram que a grande maioria dos estudos de ACV de tratamento de efluentes considera apenas a operação da ETE na sua fronteira do sistema, desconsiderando a construção e descomissionamento. Ainda assim, ambos encontraram estudos em que a fase de construção teve impacto significativo, devido às tecnologias extensivas (e.g. Wetlands construídos e lagoas de tratamento), as quais possuem baixo consumo na operação e alta demanda de materiais na construção. Corominas *et al.* (2013) também apontou três estudos onde a contribuição dos impactos na fase de construção, apesar de menores do que os impactos vinculados a operação, apresentaram contribuições não negligenciáveis, variando de 20% a 43% dos impactos potenciais (REMY; JEKEL, 2008; ORTIZ *et al.*, 2007). Outra fase não negligenciável, segundo as conclusões de Corominas *et al.* (2013) e Gallego-Schmid e Tarpani (2019), é o tratamento de lodo, devido às contribuições significativas no conjunto dos impactos.

2.2.1.2 Análise de inventário

Os principais problemas enfrentados nesta etapa estão normalmente relacionados a quantidade e qualidade dos dados disponíveis (COROMINAS *et al.*, 2013). Os dados de inventário de uma ACV dentro do saneamento costumam estar associados a dados reais de estações de tratamento em escala real e piloto, literaturas relevantes e bases de dados (COROMINAS *et al.*, 2013), como a base de dados de ICV Ecoinvent

(WERNET *et al.*, 2016). Dos estudos analisados por Corominas *et al.* (2013), 49% não incluíram o ICV na publicação, enquanto 18% incluíram parcialmente as informações e apenas 33% disponibilizaram dados suficientes para possibilitar a replicação do estudo. Já em relação aos 43 estudos analisados por Gallego-Schmid e Tarpani (2019), 88% detalharam suficientemente suas fontes de inventário.

2.2.1.3 Avaliação de impactos

Segundo Gallego-Schmid e Tarpani (2019), o potencial de aquecimento global e o potencial de eutrofização são as categorias de impacto mais selecionadas dentre os estudos analisados, o que vai ao encontro do estudo de Corominas *et al.* (2013), que identificou estes dois potenciais e o potencial de acidificação como as categorias mais frequentes nos estudos investigados. Dentre os métodos de AICV mais aplicados em estudos de ACV em países em desenvolvimento está a metodologia CML desenvolvida pela Universidade de Leiden (GUINEE *et al.*, 2001) e os fatores de caracterização de gases do efeito estufa desenvolvido pelo IPCC (IPCC, 2014) (GALLEGO-SCHMID; TARPANI, 2019). Já segundo Corominas *et al.* (2013), dentre os 45 estudos revisados, os métodos mais utilizados foram, primeiramente o método CML e, em segundo, o método EDIP 97 (WENZEL *et al.*, 1997).

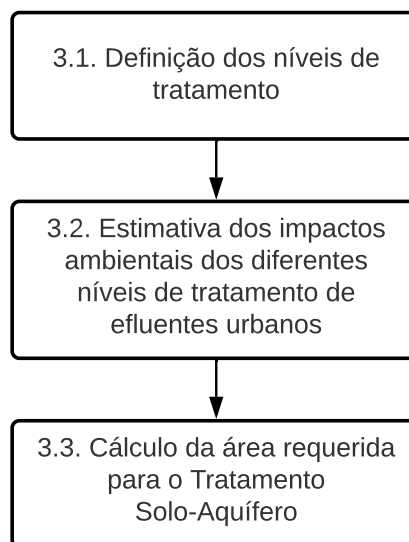
2.2.1.4 Interpretação

Dos estudos realizados em países desenvolvidos, apenas 35% apresentaram uma análise de sensibilidade dos resultados (COROMINAS *et al.*, 2013), contra os 23% encontrados para os estudos realizados em países em desenvolvimento (GALLEGO-SCHMID; TARPANI, 2019). Estudos em países em desenvolvimento de tecnologias convencionais de tratamento costumam focar a análise de sensibilidade no mix de eletricidade (GALLEGO-SCHMID; TARPANI, 2019), ou seja, na análise da diferença entre os impactos ambientais potenciais gerados em função de regiões com matrizes elétricas distintas.

3 METODOLOGIA

A primeira seção trata da definição dos níveis de tratamento primário, secundário e terciário, de acordo com a eficiência de remoção de poluentes. Em seguida, a estimativa dos impactos ambientais de ciclo de vida de diferentes níveis de tratamento de efluentes urbanos seguiu as fases de uma ACV, conforme recomendado pela ISO (2006a,b). Por último, a metodologia para o cálculo da área requerida para a infiltração dos efluentes com diferentes níveis de tratamento foi apresentada. A Figura 4 resume as etapas da metodologia.

Figura 4 – Passos da metodologia



Fonte – Autoria própria

3.1 SISTEMAS DE TRATAMENTO PRIMÁRIO, SECUNDÁRIO E TERCIÁRIO

A definição do que são sistemas de tratamento primário, secundário e terciário foi importante para classificar posteriormente os dados coletados nas literaturas e estimar os impactos ambientais dos sistemas de tratamento de efluentes urbanos e a área requerida para introdução do TSA.

Destacam-se aqui as seguintes definições de tratamento primário, secundário e terciário: (a) Tratamento primário visa a remoção de sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica (DBO particulada), (b) O tratamento secundário objetiva primordialmente a remoção da matéria orgânica (DBO particulada e dissolvida) e (c) O tratamento terciário busca a remoção de nutrientes, organismos patogênicos, metais e poluentes específicos (normalmente compostos não biodegradáveis ou sólidos inorgânicos dissolvidos), além de complementar a remoção de sólidos que não foram suficientemente

removidos nos tratamentos anteriores (VON SPERLING, 2007). A separação dos sistemas de tratamento de efluentes baseou-se na eficiência de remoção de DBO, Sólidos Suspensos Totais (SST) e Nutrientes, utilizando como base Von Sperling (2007) e CETESB (2018), conforme a Tabela 1.

Tabela 1 – Eficiência de remoção segundo nível de tratamento

Eficiência de remoção	Tratamento primário		Tratamento secundário		Tratamento terciário	
	Von Sperling	CETESB	Von Sperling	CETESB	Von Sperling	CETESB
DBO	25% a 40%	25% a 50%	60% a 99%	65% a 95%	-	40% a 99%
SST	60% a 70%	40% a 70%	65% a 95%	60% a 95%	-	80% a 99%
Nutrientes	-	Não remove	-	10% a 50%	-	Até 99%

Fonte – Von Sperling (2007) e CETESB (2018)

A Tabela 2 traz as eficiências de remoção de DBO, SST e Nutrientes adotadas neste trabalho. Para o limite máximo de remoção de DBO e SST do tratamento primário optou-se pela utilização dos valores máximos de remoção apresentados por CETESB (2018). Já o limite máximo de remoção para o tratamento secundário ficou próximo ao limite máximo imposto nas duas bibliografias. O nível de remoção para o tratamento terciário foi representado pela porcentagem restante, totalizando 100% de eficiência de remoção de DBO e SST. Por fim, os dados para nutrientes foram retirados de CETESB (2018), e, no tratamento primário, considerou-se que remoções de nutrientes inferiores a 10% são desprezíveis.

Tabela 2 – Método de classificação dos sistemas das literaturas de acordo com a concentração de Demanda Biológica de Oxigênio (DBO), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Nutrientes

Eficiência de remoção	Tratamento primário	Tratamento secundário	Tratamento terciário
DBO	<50%	50% a 90%	>90%
SST	<70%	70% a 90%	>90%
Nutrientes	0% a 10%	10% a 50%	>50%

Fonte – Autoria própria

Alguns trabalhos não disponibilizaram as características do efluente bruto, as quais são essenciais para o cálculo da eficiência de remoção. Nesses casos, foram utilizados os dados da DBO, SST, Nitrogênio total (Nt) e Fósforo total (Pt) para efluentes brutos urbanos de países desenvolvidos e em desenvolvimento presentes em Gallego-Schmid e Tarpani (2019) (Tabela 3).

A Figura 5 resume a árvore de decisão utilizada para classificar os sistemas de tratamento de efluentes segundo os três níveis de tratamento. De acordo com a Tabela 1, um mesmo sistema de tratamento de efluentes poderia ser classificado

Tabela 3 – Efluente bruto de países em desenvolvimento e desenvolvidos

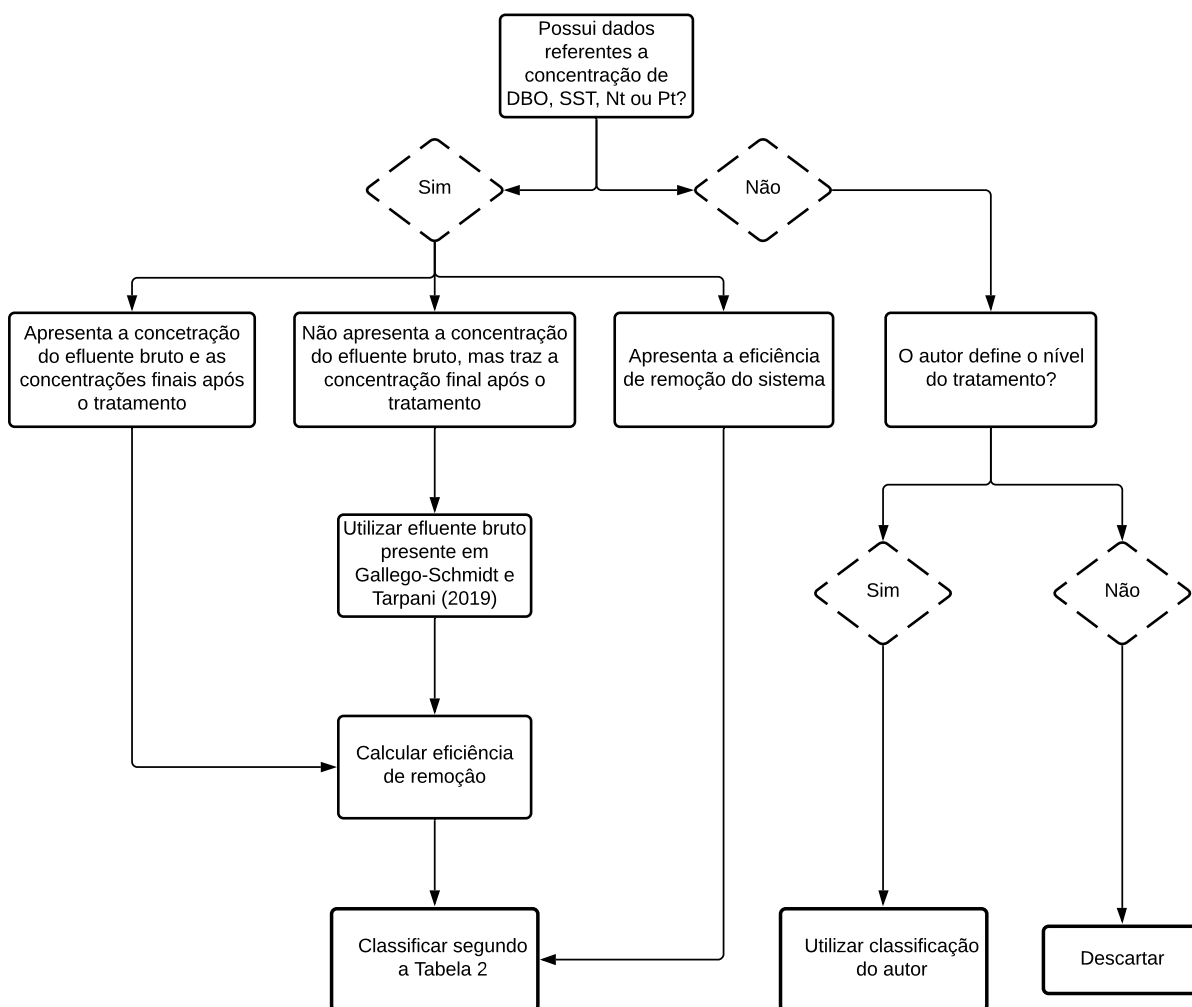
Parâmetros	Média (mg/L)	
	Países em desenvolvimento	Países desenvolvidos
DBO	195	270
SST	180	205
Nt	45	45
Pt	10	10

Fonte – Adaptado de Gallego-Schmid e Tarpani (2019)

por até quatro variáveis: DBO, SST, Nt e Pt. Por este motivo, quando um sistema de tratamento foi classificado em mais de um nível de tratamento, optou-se pela postura mais conservadora, conforme as situações abaixo:

- O nível de tratamento que apareceu mais vezes para um mesmo sistema foi escolhido;
- O nível de tratamento mais restritivo foi escolhido quando um mesmo sistema foi classificado em dois níveis de tratamento diferentes.

Figura 5 – Árvore de decisão para classificação dos sistemas de tratamento presentes nas bibliografias, de acordo com a concentração de Demanda Biológica de Oxigênio (DBO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Nitrogênio Total (Nt) e Fósforo Total (Pt)



Fonte – Autoria própria

3.2 AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES URBANOS

A ACV dos sistemas de tratamento seguiu as normas ISO (2006a,b).

3.2.1 Objetivo e escopo

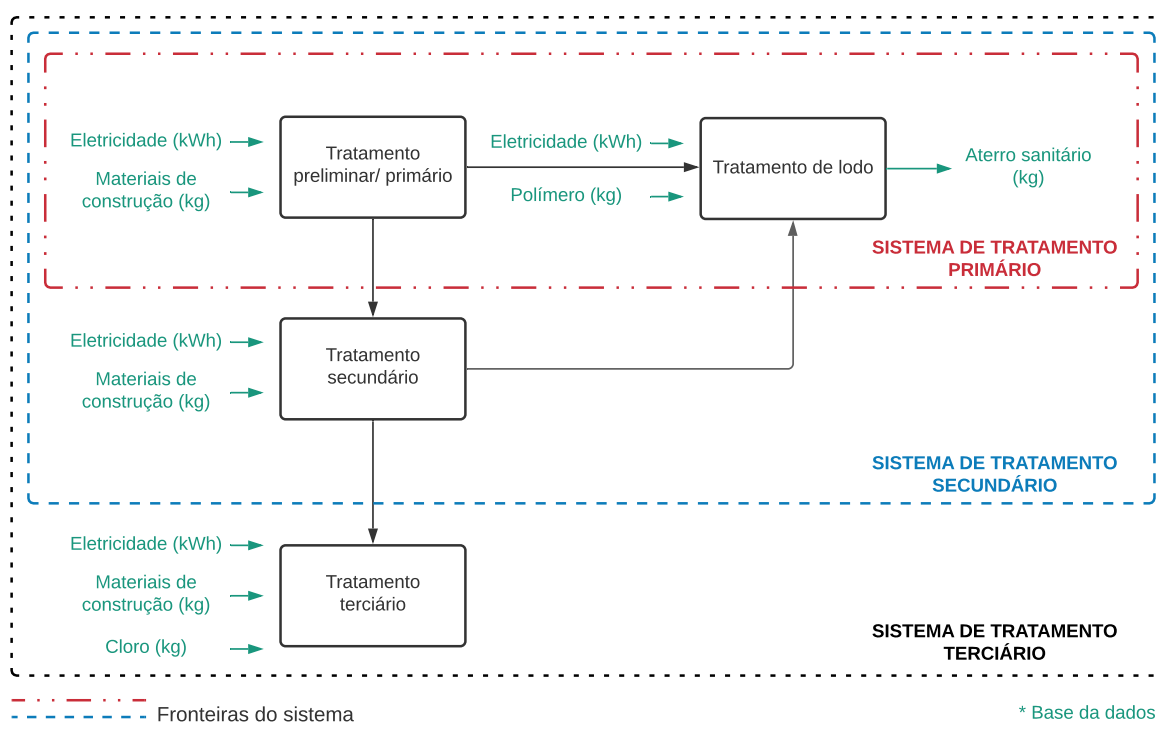
O objetivo deste estudo foi calcular os impactos ambientais de ciclo de vida de diferentes níveis de tratamento de efluentes urbanos centralizados, a serem introduzidos antes do TSA. Esta avaliação buscou relacionar posteriormente os impactos ambientais com a área requerida para o TSA. Sendo assim, a ACV será composta por

três alternativas:

- Sistema de tratamento primário;
- Sistema de tratamento secundário;
- Sistema de tratamento terciário;

A UF utilizada neste trabalho foi o tratamento diário de 5.000 m³ de efluente de uma estação com vida útil de 40 anos. Este volume foi uma aproximação para o esgoto gerado por uma cidade de pequeno porte em um país em desenvolvimento. As fronteiras do sistema abrangeram todas as unidades de tratamento de uma ETE, do tratamento preliminar ao tratamento de lodo, conforme Figura 6.

Figura 6 – Fronteiras do sistema



Fonte – Autoria própria

A seguir serão listadas as principais hipóteses e limitações do presente estudo.

- Não foi incluída a etapa de descomissionamento da estação;
- Para o presente estudo, assumiu-se que o TSA, em todas as três alternativas, produzirá um efluente com qualidade suficiente para não prejudicar as características físico-químicas da água do aquífero subjacente. Sendo assim, não foram incluídas no sistemas as emissões no solo vinculadas a cada sistema de tratamento (e.g. emissão de fósforo, nitrogênio e carga orgânica);

- Considerou-se que o destino final do lodo gerado é o aterro sanitário;
- O transporte do lodo para o aterro sanitário não foi incluído nas fronteiras do sistema;
- Assumiu-se para o presente trabalho que não houveram desperdícios de materiais durante a fase de construção;
- Não foram incluídas as emissões diretas de gases do efeito estufa vinculadas às ETEs.

As hipóteses utilizadas neste trabalho buscaram simplificá-lo, visto que trata-se de um Trabalho de Conclusão de Curso com objetivo de trazer uma discussão inicial a respeito do tema. As limitações aqui impostas tornam os resultados meramente demonstrativos, visto que todos os pontos acima levantados são importantes para a tomada de decisão. Em especial, a variação nas emissões de contaminantes no aquífero em função do nível de tratamento que antecede o TSA.

3.2.2 Análise de inventário

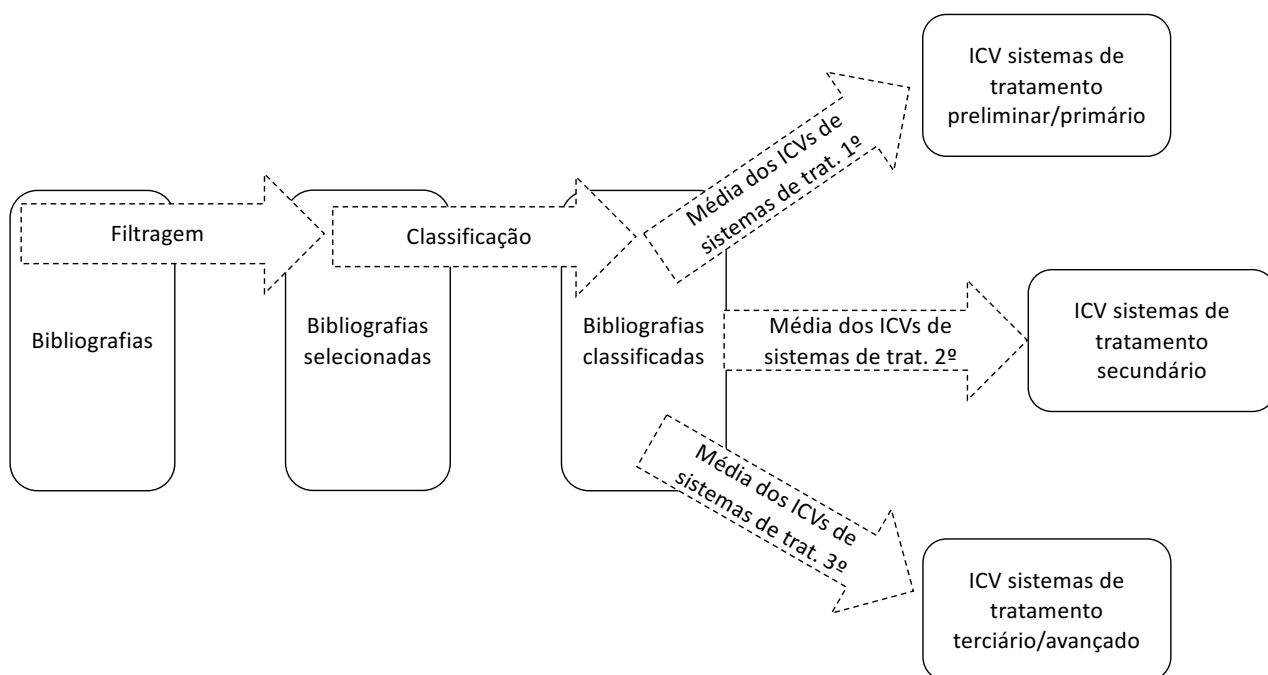
Os ICVs dos sistemas de tratamento de efluentes foram baseados em dados da literatura. Estes não se referem a tratamentos específicos, mas sim a uma média de dados de inventário de diferentes níveis de tratamentos de efluentes urbanos. Logo, a composição das tecnologias para cada nível de tratamento dependeu das bibliografias encontradas. Além disso, os inventários foram realizados para 1 m³ de efluente tratado de uma ETE com vida útil de 40 anos. No momento da avaliação de impacto, os dados de ICV foram multiplicados por 5000, para adequar-se a unidade funcional previamente definida.

Primeiramente, foi realizada uma filtragem das bibliografias, e, em seguida, uma classificação segundo o seu nível de tratamento: primário, secundário ou terciário. Ao final da filtragem e classificação, foi realizada uma média simples dos dados de inventário selecionados para cada nível de tratamento. A Figura 7 resume o procedimento adotado.

3.2.2.1 Filtragem das bibliografias

A filtragem das bibliografias buscou selecionar sistemas de tratamento de efluentes que se assemelhassem a cidades de pequeno porte, em um país em desenvolvimento. Isto significa que foram levados em consideração critérios relacionados às características do efluente, do tratamento e do nível de separação dos dados disponibilizados.

Figura 7 – Fluxograma da metodologia utilizada para estimação do ICV dos sistemas de tratamento de efluentes urbanos



Fonte – Autoria própria

3.2.2.1.1 Características do efluente

Apenas efluentes descritos como efluentes urbanos foram escolhidos, visto que o foco é estudar o reaproveitamento do efluente urbano tratado para recarga de aquífero. Além disto, foram selecionados apenas estudos de países em desenvolvimento.

3.2.2.1.2 Características do tratamento

Como o TSA é uma tecnologia que exige uma quantidade de área considerável, foram selecionados apenas inventários de técnicas intensivas de tratamento de efluentes, ou seja, tecnologias de tratamento que possuem uma baixa exigência de área para a sua construção. Ademais, foram incluídos apenas sistemas de tratamento centralizados.

O escopo do estudo envolveu todas as etapas do tratamento, do preliminar ao tratamento de lodo (Figura 6). Sendo assim, as bibliografias focadas exclusivamente no tratamento e disposição final do lodo, sem considerar o tratamento de efluente, foram retiradas da análise, sendo aqui consideradas mais próximas do tratamento de resíduos que do tratamento de efluentes líquidos (COROMINAS *et al.*, 2013; ZANG *et al.*, 2015; GALLEGOS-SCHMID; TARPANI, 2019).

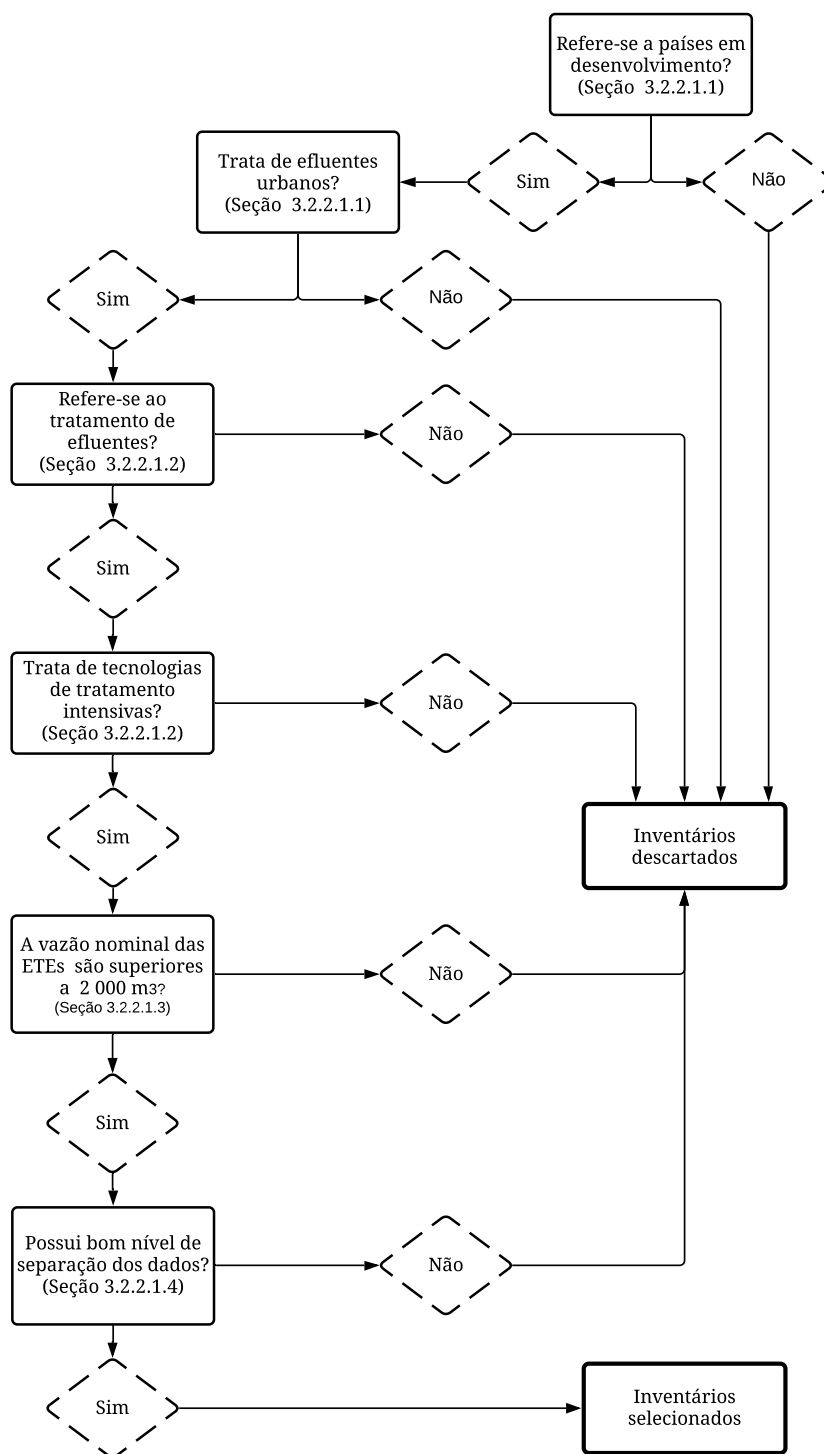
3.2.2.1.3 Características da população

Buscou-se por ETEs com capacidade nominal com no mínimo 2.000 m³/d. Com tais restrições, o número de referências cabíveis nas condições impostas torna-se limitado, por este motivo, em um primeiro momento, todas as bibliografias com vazão diária superior a 2.000 m³ que atendam aos critérios anteriores foram incluídas.

3.2.2.1.4 Nível de separação dos dados de inventário

Os dados de inventário de interesse são aqueles que apresentam a quantidade de material, de energia e de emissões para cada etapa do sistema de tratamento de efluentes, do tratamento primário ao tratamento terciário, ou que apresentam um inventário com a soma destes processos. Quando a soma apresentada incluiu, não apenas as tecnologias de tratamento de efluentes, mas também outras etapas (e.g. tratamento de lodo), não é possível rastrear se os impactos gerados estão vinculados ao tratamento de efluentes ou a outras etapas, e, por este motivo, tais dados foram excluídos da seleção. A Figura 8 resume os critérios de decisão adotados.

Figura 8 – Critérios de decisão para a filtração das bibliografias e suas tecnologias de tratamento



Fonte – Autoria própria

3.2.2.2 Classificação das bibliografias

A classificação das tecnologias selecionadas utilizou a mesma metodologia apresentada na Seção 3.1. Após a classificação segundo o nível de tratamento, foi realizada uma média simples dos dados de ICV, resultando em um inventário médio de fluxos de entrada (*inputs*) e saída (*outputs*) para cada uma das três alternativas.

3.2.3 Avaliação de impacto

O software OpenLCA versão 1.10.3 (GREENDELTA, 2020) foi utilizado para a modelização da ACV e estimativa dos impactos. A base de dados Ecoinvent versão 3.5 (WERNET *et al.*, 2016) foi utilizada para extração de dados de origem secundária (*background*). O método de AICV escolhido foi ReCiPe 2008 (GOEDKOOPE *et al.*, 2009), que é uma combinação dos métodos CML 2000 (GUINEE *et al.*, 2001) e Eco-indicator 99 (GOEDKOOPE; SPRIENSMA, 2000). Este método é composto por dezoito categorias de impacto em nível *midpoint* e três categorias em nível *endpoint*. Por serem consideradas as mais relevantes para esta análise, dez categorias de impacto a nível *midpoint* foram escolhidas, são elas (GOEDKOOPE *et al.*, 2009):

- Mudanças climáticas (MC): Trata do aumento na retenção de raios infravermelhos, devido as crescentes emissões de gases do efeito estufa, como o CO₂, CH₄ e N₂O, levando a uma elevação na temperatura média global. Medida em kg CO₂ equivalente;
- Formação de material particulado (FMP): Trata das partículas emitidas diretamente para a atmosfera (aerossóis primários) e as partículas formadas na atmosfera por processos físicos (aerossóis secundários) que ficam suspensas por causa do seu pequeno tamanho, podendo causar problemas para a saúde humana. Medida em kg PM10 (partículas finas com 10 micrômetros) equivalente no ar;
- Acidificação terrestre (AT): Diminuição da capacidade do solo de neutralizar ácidos, devido às emissões de poluentes como o SO₂, os NO_x e a NH₄, levando a modificação na ocorrência de espécies vegetais. Medida em kg de dióxido de enxofre (SO₂) equivalente no ar;
- Eutrofização de água doce (EuAD): Trata do excessivo crescimento de organismos heterotróficos e a diminuição do oxigênio dissolvido, devido as elevadas descargas de nutrientes nos corpos d'água doce. Medida em kg de fósforo equivalente na água doce;

- Eutrofização marinha (EuM): Trata do excessivo crescimento de organismos heterotróficos e a diminuição do oxigênio dissolvido, devido as elevadas descargas de nutrientes nos mar. Medida em kg de fósforo equivalente na água do mar;
- Ecotoxicidade de água doce (EcAD): Trata do desaparecimento de espécies devido à persistência de substâncias químicas nos corpos d'água doce, levando em conta as toxicidades de diferentes substâncias e o acúmulo de substâncias tóxicas ao longo da cadeia alimentar. Medida em kg de 1,4-Diclorobenzeno equivalente na água doce;
- Ecotoxicidade marinha (EcM): Trata do desaparecimento de espécies devido à persistência de substâncias químicas no mar, levando em conta as toxicidades de diferentes substâncias e o acúmulo de substâncias tóxicas ao longo da cadeia alimentar. Medida em kg de 1,4-Diclorobenzeno equivalente na água do mar;
- Ecotoxicidade terrestre (EcT): Trata do desaparecimento de espécies devido à persistência de substâncias químicas no ambiente, levando em conta as toxicidades de diferentes substâncias e o acúmulo de substâncias tóxicas ao longo da cadeia alimentar. Medida em kg de 1,4-Diclorobenzeno equivalente no solo;
- Toxicidade humana (TH): Trata do aumento na incidência de doenças nos seres humanos devido à persistência de substâncias químicas no ambiente, levando em conta as toxicidades de diferentes substâncias e o acúmulo de substâncias tóxicas ao longo da cadeia alimentar. Medida em kg de 1,4-Diclorobenzeno equivalente no ar urbano;
- Escassez de recursos minerais (ERM): Considera-se que a contínua extração de recursos minerais para suprir atividades humanas acarreta na diminuição da disponibilidade destes na crosta terrestre. Conseqüentemente, aumentando os custos de extração e beneficiamento, devido a dificuldade de acesso aos mesmos. Medida em kg de ferro (Fe) equivalente;
- Escassez de recursos fósseis (ERF): Considera-se que, ao extrair recursos fósseis, a disponibilidade destes recursos diminui, o que poderá levar a necessidade de utilizar locais geologicamente desfavoráveis para a extração ou de investir em outras técnicas de produção. Logo, esta categoria trata do aumento no custo excedente, devido à redução na disponibilidade de recursos fósseis. Medida em kg de óleo equivalente.

Este método de impacto possui três perspectivas temporais: a perspectiva individualista (I), a perspectiva hierarquista (H) e a perspectiva igualitária (E). A primeira é uma análise de curto prazo com visão otimista. A segunda é uma análise de médio

prazo com grande aplicabilidade no campo científico, e, por fim, a terceira perspectiva apresenta uma visão de longo prazo com viés pessimista. Estas visões alteram a quantidade de hipóteses e fatores nas análises, podendo considerar apenas os impactos essenciais relacionados a cada categoria de impacto ou acrescentar variáveis a análise. Por exemplo, na "Formação de partículas finas", a perspectiva I incluí apenas os efeitos vinculados aos aerossóis primários, enquanto a perspectiva H acrescenta os aerossóis secundários de SO₂ e, na perspectiva mais pessimista (E), os aerossóis secundários de NH₂ e NO₂ são adicionados à análise dos impactos (HUIJBREGTS *et al.*, 2016). No caso deste estudo, optou-se pela perspectiva hierarquista (H).

3.3 ÁREA REQUERIDA PARA O TRATAMENTO SOLO-AQUÍFERO

O TSA pode ser aplicado como um tratamento complementar a um sistema de tratamento primário, secundário ou terciário e, por este motivo, possui diferentes exigências de qualidade para o seu afluente. Essa diferença na qualidade do afluente pode alterar a área requerida, visto que esta pode variar de acordo com as concentrações de sólidos e nitrogênio e com a taxa de infiltração (CRITES *et al.*, 2014). No início desta seção foi descrito o método de cálculo adotado para a área requerida e, em seguida, se discorreu sobre as características hidrogeológicas relevantes para o dimensionamento do sistema.

3.3.1 Área requerida

O cálculo da área requerida para a infiltração dos efluentes dos sistemas de tratamento primário, secundário e terciário foi baseado em Crites *et al.* (2014), neste cálculo, a área requerida é baseada no Fator de Projeto Limitante (FPL). Normalmente, os sistemas TSA têm a infiltração/taxa de percolação como FPL, porém, esta determinação deve ser realizada através do cálculo da área requerida com base na Taxa de Carregamento Hidráulico superficial (TCHs) e sua comparação com o cálculo de área requerida baseada nas Taxa de Carregamento Orgânico superficial (TCOs) e Taxa de Carregamento de Nitrogênio superficial (TCNs).

3.3.1.1 Taxa de Carregamento Hidráulico superficial

A TCHs do projeto é resultado da taxa de infiltração da água limpa medida multiplicada por um fator de projeto. O fator de projeto depende do procedimento utilizado para medir a taxa de infiltração, da variabilidade dos resultados do teste de infiltração, da variação das características do solo ao longo do terreno e, do conservadorismo do projetista (CRITES *et al.*, 2014). Valores típicos de fatores de projeto para diferentes testes em campo são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Fatores de projeto típicos usados para converter taxas de infiltração medidas em taxas de carregamento hidráulico no TSA

Procedimento de teste	Porcentagem dos valores medidos	
	Varição conservadora	Varição menos conservadora
Teste de inundação da bacia	5-7	8-10
Infiltrômetros de anél metálico ou permeâmetros	1-2	2-4

Fonte – Crites *et al.* (2014)

Baseando-se na Tabela 4 e na taxa de infiltração, é possível encontrar a carga hidráulica, conforme a Equação (1).

$$TCHs = k Fa f \quad (1)$$

Onde:

TCHs = Taxa de carregamento hidráulico superficial (m/ano);

k = Permeabilidade da camada de solo limitante (m/ano);

Fa = Fator de projeto, de acordo com a Tabela 4;

3.3.1.2 Taxa de Carregamento de Nitrogênio superficial

Esse é um fator a ser considerado quando a remoção de nitrogênio é desejável. Experimentos mostram que, em boas condições de temperatura e umidade, até 67 kg/ha.d podem ser alcançados (USEPA, 2006). Logo, a TCNs não deve exceder esse valor. Essa taxa é determinada com base na TCHs e na concentração de nitrogênio, conforme Equação (2).

$$TCNs = \frac{TCHs f C_{Nt}}{D} \quad (2)$$

Onde:

TCNs = Taxa de carregamento de nitrogênio superficial (kg/ha.d);

TCHs = Taxa de carregamento hidráulico superficial (m/ano);

f = Fator de conversão igual a 10;

 C_{Nt} = Concentração de nitrogênio total (mg/L);

D = Número de dias de operação por ano.

3.3.1.3 Taxa de Carregamento Orgânico superficial

A TCOs é uma função do clima, da natureza da água residuária e do quão remoto é o terreno. É recomendado que a taxa de carregamento não ultrapasse o

limite de 336 kg/ha.d, evitando a produção de odores indesejáveis (USEPA, 2006). A carga orgânica é calculada através da seguinte equação:

$$TCOs = Q C_{DBO} f \quad (3)$$

Onde:

TCOs = Taxa de carregamento orgânico superficial (kg/d);

Q = Vazão (m³/d);

C_{DBO} = Concentração de DBO (mg/L);

f = Fator de conversão igual a 0,001.

3.3.1.4 Cálculo da área requerida

Com a TCHs calculada Equação (1), a área requerida com base na taxa de carregamento hidráulico será dada pela Equação (4).

$$A_{TCHs} = \frac{f Q}{TCHs} \quad (4)$$

Onde:

A_{TCHs} = Área requerida baseada na TCHs (ha);

Q = Vazão (m³/d);

f = Fator de conversão igual a 0,0001;

TCHs = Taxa de carregamento hidráulico superficial (m/ano).

No caso da área requerida com base na TCOs, a Equação (5) foi utilizada.

$$A_{TCOs} = \frac{TCOs}{L_{DBO}} \quad (5)$$

Onde:

A_{TCOs} = Área requerida baseada na TCOs (ha);

TCOs = Taxa de carregamento orgânico superficial (kg/d);

L_{DBO} = Taxa de carregamento orgânico limitante (kg/ha.d).

Já no caso da taxa de carregamento de nitrogênio, o cálculo da área requerida é dado pela Equação (6).

$$A_{TCNs} = \frac{C_{Nt} Q f}{L_{Nt}} \quad (6)$$

Onde:

A_{TCNs} = Área requerida baseada na TCNs (ha);

C_{Nt} = Concentração de nitrogênio total (mg/L);

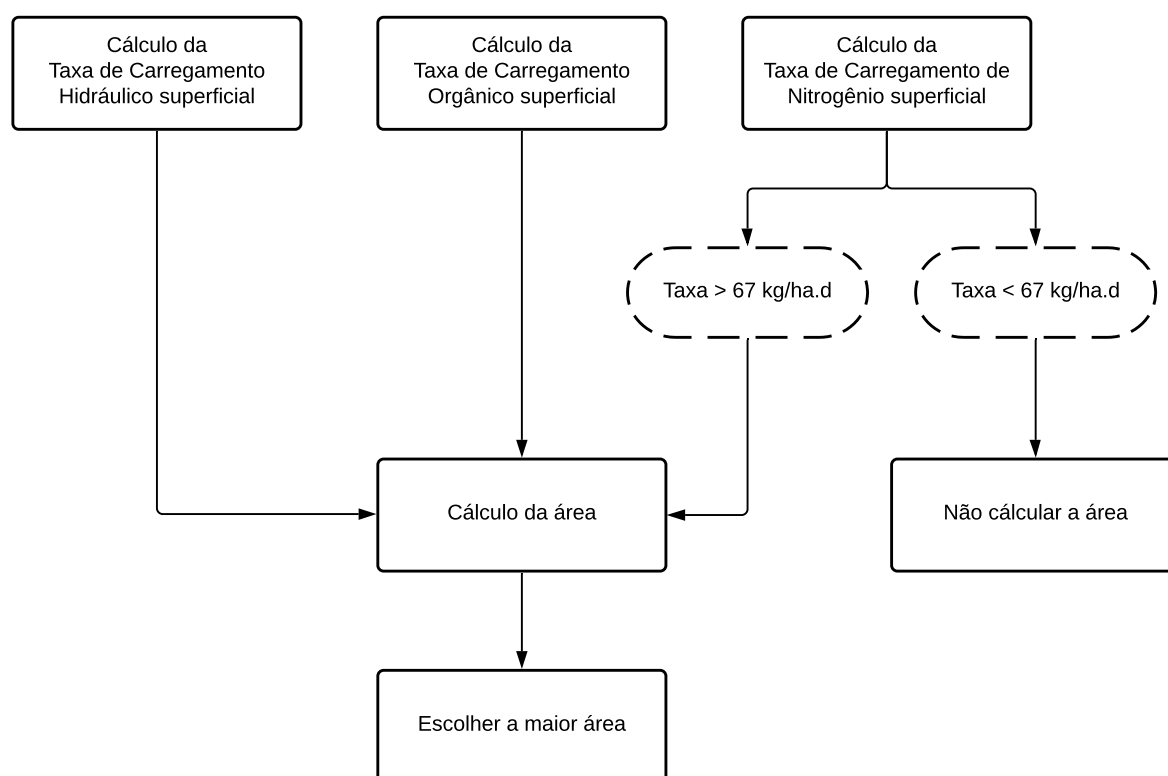
Q = Vazão (m³/d);

f = Fator de conversão igual a 0,001;

L_{Nt} = Taxa de carregamento de nitrogênio limitante (kg/ha.d).

Nota-se que a carga orgânica limitante deverá ser igual a 336 kg/ha.d, enquanto a carga de nitrogênio limitante será 67 kg/ha.d. Torna-se essencial o cálculo da área requerida com base na taxa de carregamento de nitrogênio quando o valor encontrado na Equação (2) ultrapassar 67 kg/ha.d. Já o cálculo da área requerida em função da TCOs deverá sempre ser levado em consideração, de forma a garantir que o sistema possua uma área suficiente para manter a taxa de carregamento orgânico abaixo de 336 kg/ha.d. Sendo assim, a área requerida final será a maior área encontrada entre os valores calculados de acordo com a TCHs, a TCOs e a TCNs ou entre a TCHs e a TCOs, quando a TCNs não for um fator limitante. A Figura 9 resume o processo.

Figura 9 – Árvore de decisão para o cálculo da área segundo metodologia de Crites *et al.* (2014)



Fonte – Autoria própria

3.3.2 Características hidrogeológicas

No cálculo na área requerida, as características hidrogeológicas do aquífero estão incluídas na permeabilidade da camada de solo limitante, representada pela

letra "k" no cálculo da TCHs. Alinhado à variável k está o fator de projeto (F_a), que irá variar de acordo com o processo de medição da permeabilidade do solo (Tabela 4).

Para Aharoni *et al.* (2011), a areia siltosa é um dos melhores solos para o TSA e, segundo Powers *et al.* (2007), a condutividade da areia siltosa varia de 1×10^{-5} a 5×10^{-5} m/s Tabela 5. No entanto, segundo Sharma e Kennedy (2017), além da areia siltosa, variações de areia fina também são indicadas. Logo, definiu-se duas permeabilidades da camada limitante para o cálculo da área, de maneira a entender qual é a influência desta variação no cálculo. De forma a englobar tanto a areia bem graduada e a areia siltosa, foram escolhidas a condutividade hidráulica de 1×10^{-4} , equivalente a uma areia bem graduada, e a condutividade hidráulica de 3×10^{-5} , equivalente a uma areia siltosa (POWERS *et al.*, 2007). Como fator de forma, optou-se pela adoção de um fator igual a 0,05. Ademais, considerou-se que o aquífero sobre o qual será introduzido o TSA é não confinado (BOUWER, 2002).

Tabela 5 – Classificação do solo segundo condutividade hidráulica (m/s)

Tipo de solo	Condutividade hidráulica	Classificação condutividade hidráulica
Pedregulho uniforme	2×10^{-3} a 1×10^{-2}	Alta
Pedregulho bem graduado	5×10^{-4} a 3×10^{-3}	Moderada a alta
Areia uniforme	5×10^{-5} a 2×10^{-3}	Moderada a alta
Areia bem graduada	1×10^{-5} a 1×10^{-3}	Baixa moderada
Areia siltosa	1×10^{-5} a 5×10^{-5}	Baixa
Areia argilosa	1×10^{-6} a 1×10^{-5}	Baixa a muito baixa
Silte	5×10^{-7} a 1×10^{-6}	Muito baixa
Argila	1×10^{-10} a 1×10^{-7}	Muito baixa, quase impermeável

Fonte – (POWERS *et al.*, 2007 apud PARRA, 2014)

4 RESULTADOS

Os resultados estão divididos em três seções principais: impactos ambientais de ciclo de vida dos sistemas de tratamento de efluentes urbanos, a área requerida pelo TSA para infiltração dos afluentes primário, secundário e terciário e a relação entre a quantidade de área requerida e os impactos ambientais das três alternativas. Por fim, a última seção apresenta uma análise crítica da metodologia e dos resultados encontrados.

4.1 AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES

Ao todo, oito bibliografias foram selecionadas para estimar os ICVs dos diferentes níveis de tratamento de efluentes urbanos. Detalhes sobre a classificação das tecnologias segundo o nível de tratamento podem ser visualizados no Apêndice A, que também apresenta um resumo com detalhes sobre cada uma das bibliografias (e.g. país de origem, capacidade nominal das ETEs, tecnologias empregadas e vida útil das ETEs). A Tabela 6 resume as tecnologias incluídas nos ICVs dos sistemas de tratamento de efluentes. O que diferenciou os sistemas de tratamento secundário e terciário, em termos de tecnologias empregadas, foi a porcentagem de remoção de poluentes das tecnologias ou a classificação do autor do estudo, quando não havia dados referentes a concentração de efluente bruto e tratado (Figura 5).

Tabela 6 – Tecnologias incluídas nos Inventários de Ciclo de Vida dos sistemas de tratamento de efluentes urbanos

Sistema de tratamento primário	Sistema de tratamento secundário	Sistema de tratamento terciário
Grade	Grade	Grade
Câmara de retenção de gordura	Câmara de retenção de gordura	Câmara de retenção de gordura
Sedimentação primária	Sedimentação primária	Sedimentação primária
Peneira	Reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB)	UASB
	Lodo ativado	Lodo ativado
	Lodo ativado modificado	Lodo ativado modificado
	Biofiltro aerado submerso (BAS)	BAS

A Tabela 7, Tabela 8 e Tabela 9 apresentam os ICVs médios para os sistemas de tratamento primário, secundário e terciário, respectivamente. Cada sistema inclui em seu ICV as etapas de tratamento que as antecedem, por exemplo, o ICV do sistema de tratamento terciário inclui as tecnologias de tratamento preliminar, primário e secundário, além das tecnologias de tratamento terciário.

No ICV do sistema de tratamento primário (Tabela 7), apenas a eletricidade apresentou mais de um resultado, possibilitando o cálculo da média e do desvio padrão. O desvio padrão da eletricidade apresentou um valor superior à média, ainda que na mesma ordem de grandeza, indicando que os dados de eletricidade para o sistema de tratamento primário possuem uma amplitude considerável, variando de 0,0005 a 0,16 kWh/m³. No inventário do sistema de tratamento secundário (Tabela 8), de forma geral, o desvio padrão para todos os processos ficou próximo a média, com exceção do polímero, o qual apresentou um desvio uma ordem de grandeza acima da média. Para o sistema de tratamento terciário (Tabela 9), os desvios padrão no inventário apresentaram resultados menores do que a média, com exceção do polímero utilizado no tratamento do lodo. Pode-se ainda notar que, para todos os inventários, o consumo de eletricidade da ETE é o processo baseado no maior número de bibliografias.

Tabela 7 – Inventário de Ciclo de Vida para o sistema de tratamento primário

Processo	Unidade/ m ³	Nº de resultados	Média	Desvio padrão	Referências	CN ¹ (m ³ /d)
Inputs						
Materiais de construção						
Concreto	kg	1	2,23E-03		4	
Aço	kg	1	4,14E-06		4	50000
Alumínio	kg	1	1,28E-06		4	
Cobre	kg	1	5,64E-07		4	
Operação						
Eletricidade	KWh	25	1,75E-02	3,76E-02	3, 4 e 7	8327 a 170325
Outputs						
Lodo	kg MS ²	1	1,17E-01		2	350000

Fonte – Autoria própria

Notas: ¹ CN = Capacidade nominal das ETEs; ² MS = Matéria Seca.

Tabela 8 – Inventário de Ciclo de Vida para o sistema de tratamento secundário

Processo	Unidade/ m ³	Nº de resultados	Média	Desvio padrão	Referências	CN ¹ (m ³ /d)
Inputs						
Materiais de construção						
Concreto	m ³	2	4,86E-05		8	168000
Concreto armado	kg	21	6,35E-03	6,16E-03	4 e 7	8327 a
Argamassa	kg	20	1,81E-03	1,08E-03	7	170325
Tijolos	kg	20	4,27E-03	3,14E-03	7	

Fonte – Autoria própria

Continuação Tabela 8

Processo	Unidade/ m ³	N° de resultados	Média	Desvio padrão	Referências	CN ¹ (m ³ /d)
Inputs						
Materiais de construção						
Aço	kg	2	2,00E-03	2,82E-03	4 e 8	50000 a 168000
Aço inoxidável	kg	20	1,80E-05	1,14E-05	7	8327 a 170325
Alumínio	kg	1	9,52E-07		4	50000 a
Cobre	kg	1	4,19E-07		4	168000
Ferro fundido	kg	20	1,03E-04	1,26E-04	7	8327 a 170325
Operação						
Eletricidade	kWh	25	9,14E-02	9,74E-02	4, 7 e 8	8327 a 170325
Operação²						
Eletricidade	kWh	18	3,87E-03	7,49E-03	7 e 8	8327 a 170325
Polímero ³	kg	10	8,52E-03	2,44E-02	1, 7 e 8	8327 a 350000
Outputs						
Lodo	kg MS ⁴	6	1,06E-01	8,24E-02	1	40000 a 350000

Fonte – Autoria própria

Notas: ¹ CN = Capacidade nominal das ETEs; ² Operação do tratamento de lodo; ³ Neste trabalho, o polímero foi definido como o Policloreto de Alumínio (PAC); ⁴ MS = Matéria Seca.

Tabela 9 – Inventário de Ciclo de Vida para o sistema de tratamento terciário

Processo	Unidade/ m ³	N° de resultados	Média	Desvio padrão	Referências	CN ¹ (m ³ /d)
Inputs						
Materiais de construção						
Concreto armado	kg	3	2,44E-03	6,98E-04	7	
Argamassa	kg	3	1,38E-03	2,16E-04	7	
Tijolos	kg	3	2,62E-03	3,53E-04	7	
Aço inoxidável	kg	3	1,31E-05	8,35E-06	7	68697 a
Ferro fundido	kg	3	8,43E-05	5,72E-05	7	151416
Operação						
Eletricidade	kWh	9	1,02E-01	7,01E-02	3, 6 e 7	2000 a 151416
Cloro ²	kg	3	4,92E-03	4,42E-03	7	68697 a 151416

Fonte – Autoria própria

Continuação da Tabela 9

Processo	Unidade/ m ³	N° de resultados	Média	Desvio padrão	Referências	CN ¹ (m ³ /d)
Operação³						
<i>Eletricidade</i>	kWh	5	2,78E-02	2,31E-02	3 e 7	43200 a 151416
<i>Polímero⁴</i>	kg	3	2,68E-04	3,35E-04	1 e 7	30000 a 83270
Outputs						
<i>Lodo</i>	kg MS ⁵	5	1,12E-01	4,58E-02	1 e 6	2000 a 30000

Fonte – Autoria própria

Notas: ¹ CN = Capacidade nominal das ETEs; ² Neste trabalho, o cloro foi definido como o hipoclorito de sódio; ³ Operação do tratamento de lodo; ⁴ Neste trabalho, o polímero foi definido como o PAC; ⁵ MS = Matéria Seca.

4.1.1 Análise de impacto e interpretação dos resultados

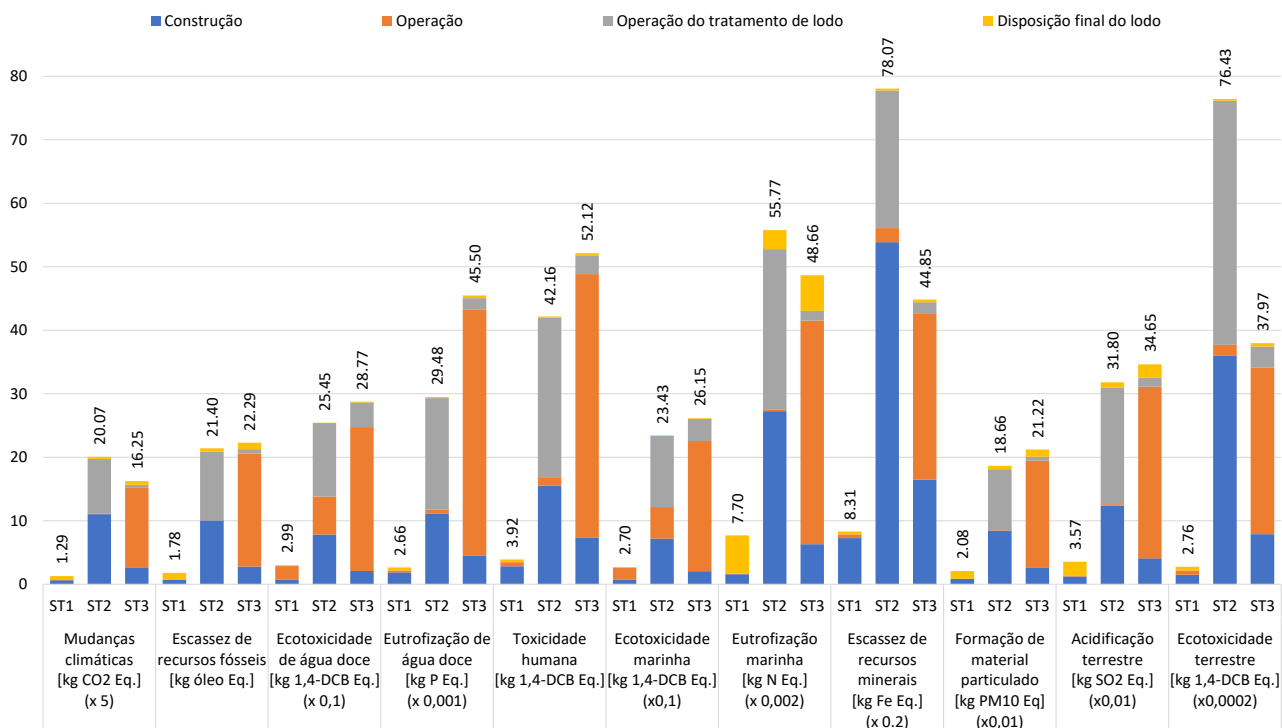
No Apêndice B, encontram-se os processos utilizados no presente estudo, retirados do banco de dados da Ecoinvent (WERNET *et al.*, 2016) para a modelização utilizando o *software* Open LCA (GREENDELTA, 2020). A Figura 10 traz um resumo dos resultados. Apesar dos ICVs estarem apresentados por metro cúbico de efluente tratado por dia, os resultados se encontram por UF (5.000 m³/d de uma ETE com vida útil de 40 anos).

4.1.1.1 Mudanças climáticas

Os resultados da Figura 10, sugerem que o sistema de tratamento primário, com uma média estimada de 6,46 kg CO₂ Eq./5.000 m³, foi o menos impactante para esta categoria. Com aproximadamente 100,36 kg CO₂ Eq./5.000 m³, o sistema de tratamento secundário apresentou o maior impacto ambiental, aproximadamente 15 vezes superior ao sistema de tratamento primário, enquanto o sistema de tratamento terciário é em torno de 13 vezes superior (80,73 kg CO₂ Eq./5.000m³) ao sistema de tratamento primário.

No sistema de tratamento primário, o total dos impactos ficou dividido entre a fase de construção (50%) e a disposição final do lodo no aterro sanitário (49%). O sistema de tratamento secundário apresentou um comportamento similar, com metade dos impactos também vinculados a fase de construção (55%) e a outra metade relacionada ao polímero utilizado no tratamento de lodo (43%). Já para o sistema de tratamento terciário, 78% dos impactos para esta categoria estão vinculados ao cloro utilizado no processo de desinfecção.

Figura 10 – Impactos ambientais de ciclo de vida dos sistemas de tratamento de efluentes primário (ST1), secundário (ST2) e terciário (ST3) para a UF de 5.000 m³/d de uma ETE com vida útil de 40 anos



Fonte – Autoria própria

Notas: Os valores mostrados no topo devem ser multiplicados pelo fator mostrado entre parênteses para obter os valores originais. Resultados por unidade funcional.

4.1.1.2 Escassez de recursos fósseis

Como é possível observar na Figura 10, os sistemas de tratamento secundário e terciário apresentaram resultados similares, com uma média estimada de 21,40 kg de óleo Eq./5.000 m³ e 22,29 kg de óleo Eq./5.000 m³, respectivamente. O sistema de tratamento primário apresentou o menor impacto ambiental, com valores 12,8 vezes menores do que o sistema de tratamento secundário e 13,3 vezes menores do que o sistema de tratamento terciário (1,78 kg de óleo Eq./5.000 m³), sendo a disposição final do lodo a principal contribuinte para o total dos impactos (62%). Já o sistema de tratamento secundário teve suas maiores contribuições vinculadas ao polímero utilizado no tratamento do lodo (51%) e à fase de construção (47%), enquanto o cloro foi o principal responsável pelo potencial do sistema de tratamento terciário (80%).

4.1.1.3 Ecotoxicidade de água doce

Para este parâmetro, o maior impacto foi proveniente do sistema de tratamento terciário, com 2,88 kg 1,4-DCB Eq./5.000 m³, seguido pelo secundário com 88% do

potencial do sistema de tratamento terciário (2,54 kg 1,4-DCB Eq./5.000 m³). Já o sistema de tratamento primário apresentou um impacto equivalente a apenas 10% dos impactos totais do sistema de tratamento terciário (0,30 kg/ 1,4-DCB Eq./5.000 m³).

Assim como na categoria acima, o principal responsável pelos impactos do sistema de tratamento terciário é o cloro (80%), e, para o sistema de tratamento primário, são a fase de construção (37%) e a disposição final do lodo (62%). No sistema de tratamento secundário, o polímero representou metade dos impactos (50%), enquanto a outra metade está relacionada com a fase de construção (47%).

4.1.1.4 Eutrofização de água doce

O sistema de tratamento primário apresentou o menor impacto ambiental para esta categoria (0,003 kg P Eq./5.000 m³), com um potencial quinze vezes menor do que o sistema de tratamento secundário (0,03 kg P Eq./5.000 m³) e dezessete vezes menor do que o sistema de tratamento terciário (0,05 P Eq./5.000 m³). O principal responsável pelos impactos do sistema de tratamento terciário foi o cloro utilizado no processo de desinfecção (80%). Já para o sistema de tratamento secundário, 60% dos impactos foram provenientes do polímero utilizado no tratamento de lodo e 38% da fase de construção da ETE. Para o sistema de tratamento primário, 71% dos impactos estão vinculados à fase de construção e 18% à disposição final do lodo.

4.1.1.5 Toxicidade humana

Para esta categoria, o sistema de tratamento terciário foi o mais impactante (52,12 kg 1,4-DCB Eq./5.000 m³), principalmente por causa do cloro utilizado na etapa de desinfecção (73%). Após o sistema de tratamento terciário, a alternativa com maior impacto foi o sistema de tratamento secundário (42,16 kg 1,4-DCB Eq./5.000 m³), com 60% do potencial relacionado ao polímero utilizado no tratamento de lodo e 37% relacionado a fase de construção. A alternativa com menor impacto foi o sistema de tratamento primário (3,92 kg 1,4-DCB Eq./5.000 m³), com 73% dos impactos vinculados a etapa de construção da ETE.

4.1.1.6 Ecotoxicidade marinha

O sistema de tratamento terciário apresentou o maior impacto ambiental para a categoria de ecotoxicidade marinha, equivalente a 2,61 kg 1,4-DCB Eq./5.000 m³, com os principais contribuintes sendo a eletricidade utilizada na fase de operação (51%) e cloro (40%). Com uma média estimada de 2,34 kg 1,4-DCB Eq./5.000 m³, o sistema de tratamento secundário apresentou o maior potencial depois do sistema de tratamento terciário, com quase metade dos impactos vinculados ao polímero utilizado no tratamento de lodo e 31% à fase de construção. A alternativa com menor potencial

é o sistema de tratamento primário (0,27 kg 1,4-DCB Eq./5.000 m³), sendo o consumo de eletricidade o maior contribuinte (67%).

4.1.1.7 Eutrofização marinha

A alternativa com menor impacto ambiental para a categoria de eutrofização marinha é o sistema de tratamento primário (0,02 kg N Eq./5.000 m³), com um potencial aproximadamente seis vezes inferior ao sistema de tratamento terciário (0,10 kg N Eq./5.000 m³) e sete vezes inferior ao sistema de tratamento secundário (0,11 kg N Eq./5.000 m³), sendo este último a pior alternativa. O maior contribuinte para o potencial do sistema de tratamento terciário é o cloro (72%) e, para o sistema de tratamento primário, é a disposição final do lodo no aterro sanitário (79%). O potencial para o sistema de tratamento secundário ficou dividido entre o polímero (45%) e a fase de construção (49%).

4.1.1.8 Escassez de recursos minerais

Como pode ser visto na Figura 10, a alternativa com maior impacto nesta categoria foi o sistema de tratamento secundário, com 15,61 kg Fe Eq./5.000 m³, sendo a fase construção a maior contribuinte para este resultado (70%). Com aproximadamente 55% do potencial de ERM do sistema de tratamento secundário, o sistema de tratamento terciário é segunda alternativa com maior potencial de ERM (8,97 kg Fe Eq./5.000 m³), principalmente em função do cloro (51%) e da fase de construção da ETE (37%). A melhor alternativa foi o sistema de tratamento primário (1,66 kg Fe Eq./5.000 m³), com um potencial quase dez vezes inferior à pior alternativa, estando 87% do potencial relacionado à fase de construção.

4.1.1.9 Formação de material particulado

O sistema de tratamento terciário apresentou o maior potencial de formação de material particulado (0,21 kg PM10 Eq./5.000 m³), seguido pelo sistema de tratamento secundário, com 87% dos impactos do sistema de tratamento terciário (0,19 kg PM10 Eq./5.000 m³), e do sistema de tratamento primário, com um impacto aproximadamente dez vezes menor do que o sistema de tratamento terciário (0,02 kg PM10 Eq./5.000 m³). O principal contribuinte do potencial encontrado para o sistema de tratamento terciário é o cloro (79%), enquanto, para o sistema de tratamento secundário, são o polímero (51%) e fase de construção (45%). Para o sistema de tratamento primário, a disposição final do lodo no aterro sanitário foi responsável pela maior parte do potencial (58%), enquanto a construção apresentou uma contribuição de 40%.

4.1.1.10 Acidificação terrestre

Conforme a Figura 10, a alternativa com menor impacto para esta categoria é o sistema de tratamento primário (0,04 kg SO₂ Eq./5.000 m³), com 63% do seu potencial vinculado à disposição final do lodo e 34% à fase de construção. O sistema de tratamento terciário apresentou um potencial aproximadamente dez vezes superior (0,35 kg SO₂ Eq./5.000 m³), sendo considerada a alternativa com maior impacto, com 76% de sua contribuição proveniente do cloro. A alternativa que apresentou o segundo maior impacto foi o sistema de tratamento secundário, quase nove vezes superior ao sistema de tratamento primário (0,32 kg SO₂ Eq./5.000 m³), com a disposição final do lodo representando 58% do potencial e 39% da fase de construção.

4.1.1.11 Ecotoxicidade terrestre

Com um potencial de 0,015 kg 1,4-DCB Eq./5.000 m³, o sistema de tratamento secundário é a alternativa com maior impacto, sendo 50% do seu potencial relacionado ao polímero utilizado no tratamento de lodo e 47% a fase de construção. Após o sistema de tratamento secundário, a alternativa mais impactante foi o sistema de tratamento terciário, com metade do potencial de EcT do sistema de tratamento secundário (0,008 kg 1,4-DCB Eq./5.000 m³), sendo o maior contribuinte o polímero (60%). O potencial do sistema de tratamento primário foi o menor, aproximadamente vinte e sete vezes inferior a pior alternativa, com o maior contribuinte sendo o a fase de construção (54%), seguido pelo consumo de eletricidade (24%) e a disposição final do lodo (22%).

4.2 ÁREA REQUERIDA

Como visto na Seção 3.3.1, a área requerida irá depender da concentração de DBO, de Nt, da permeabilidade da camada de solo limitante e do fator de forma empregado.

4.2.1 Concentração de DBO e Nt no afluente ao Tratamento Solo-Aquífero

Ao todo, foram encontradas quinze bibliografias com características físico-químicas do afluente ao TSA. Destas, nove apresentaram as concentrações de DBO e Nt. A classificação dos sistemas de tratamento empregados para tratar o efluente bruto e produzir o afluente ao TSA seguiu a Seção 3.1. O Apêndice C apresenta os cálculos de eficiência que levaram a classificação dos sistemas pré-aplicação do TSA em sistemas de tratamento de efluentes primários, secundários e terciários. A Tabela 10 apresenta as concentrações médias de DBO e Nt, assim como as bibliografias utilizadas para as estimativas.

Tabela 10 – Concentração média de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Nitrogênio total (Nt) no afluente ao Tratamento Solo-Aquífero

Parâmetro	Tratamento primário			
	Média	Desvio padrão	Nº de valores	Bibliografias
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	153,4	24,2	3	Chol DT Abel <i>et al.</i> (2013) e Chol Deng Thon Abel (2014) Gallego-Schmid e Tarpani (2019)
Nitrogênio total (Nt) ¹	45	-	-	
Parâmetro	Tratamento secundário			
	Média	Desvio padrão	Nº de valores	Bibliografias
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	52,3	32,0	3	Essandoh <i>et al.</i> (2011)
Nitrogênio Total (Nt)	26,3	8,0	18	Essandoh <i>et al.</i> (2011) e Besançon <i>et al.</i> (2017)
Parâmetro	Tratamento terciário			
	Média	Desvio padrão	Nº de valores	Bibliografias
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	8,6	4,7	6	Barry <i>et al.</i> (2017), Nadav <i>et al.</i> (2012), Icekson-Tal <i>et al.</i> (2003), Asano (1985) e Bouwer e Rice (1984)
Nitrogênio Total (Nt)	11,3	3,8	4	Barry <i>et al.</i> (2017), Nadav <i>et al.</i> (2012) e Asano (1985)

Fonte – Autoria própria

Nota: ¹ Como foi considerado que o tratamento primário não possui remoção de nutrientes, logo, a concentração de nitrogênio total é igual a média do efluente bruto para países em desenvolvimento, conforme Tabela 3.

4.2.2 Cálculo da área

Para a estimativa da área requerida, definiu-se um fator de forma igual a 0,05, as condutividades hidráulicas de 1×10^{-4} m/s (3.154 m/ano) e 3×10^{-5} m/s (946 m/ano) e uma vazão de 5.000 m³/d. Os resultados encontram-se na Tabela 11 e na Tabela 12.

Tabela 11 – Cálculo da área requerida para $k = 3.154$ m/ano e $Fa = 0,05$

Permeabilidade do solo (m/ano)	3.154		
Fator de forma	0,05		
Vazão (m ³ /s)	5.000		
	Afluente primário	Afluente secundário	Afluente terciário
TCNs (kg/ha.d)	194,40	114,94	67,07
Área com base na TCHs (ha)	1,16	1,16	1,16
Área com base na TCNs (ha)	3,36	1,99	1,16
Área com base na TCOs (ha)	2,28	0,78	0,13

Fonte – Autoria própria

Tabela 12 – Cálculo da área requerida para $k = 946$ m/ano e $Fa = 0,05$

Permeabilidade do solo (m/ano)	946		
Fator de forma	0,05		
Vazão (m ³ /s)	5.000		
	Afluentes primário	Afluentes secundário	Afluentes terciário
TCNs (kg/ha.d)	58,32	34,48	20,12
Área com base na TCHs (ha)	3,86	3,86	3,86
Área com base na TCNs (ha)	3,36	1,99	1,16
Área com base na TCOs (ha)	2,28	0,78	0,13

Fonte – Autoria própria

Como pode ser observado acima, a área requerida com base na TCHs é a mesma para as três alternativas, visto que ela depende apenas da permeabilidade da camada limitante e do fator de forma. No entanto, as áreas com base na TCNs e TCOs irão depender das concentrações da Tabela 10. Pela Tabela 11, nota-se que os três sistemas apresentaram uma TCNs superior ao limite de 67 kg/ha.d (Figura 9). Sendo assim, a área requerida será a maior dentre as áreas calculadas com base na TCHs, TCOs e TCNs, resultando em 3,36 ha, 1,99 ha e 1,16 ha para a infiltração do afluentes primário, secundário e terciário, respectivamente.

Para a Tabela 12, os três sistemas de tratamento não consideraram a cálculo da área com base na TCNs, visto que apresentaram uma TCNs inferior a 67 kg/ha.d (Figura 9). Como resultado, independente do nível de tratamento do afluente, a área requerida para o TSA será igual a 3,36 ha. Assim, pode-se concluir que, para maiores condutividades hidráulicas, maior será a influência da TCHs. Uma diminuição na condutividade hidráulica do solo de 3.154 m/ano para 946 m/ano, levou a um aumento de aproximadamente 15% na área necessária para a infiltração do afluente primário, em torno de 194% para o afluente secundário e aproximadamente 330% para o afluente terciário.

Outra forma de aumentar a TCNs seria aumentar o fator de forma. Quanto maior o fator de forma, maior será a TCHs, e, conseqüentemente, a TCNs, conforme a Tabela 13. Pode-se observar que aumentar o fator de forma de 0,05 para 0,10 para a condutividade hidráulica de 946 m/ano, alterou a área requerida para os sistema de tratamento primário e secundário, visto que, para estes, a TCNs ultrapassou o limite de 67 kg/ha.d. Logo, esta modificação trouxe resultados similares para a área requerida necessária para infiltração de afluentes primário e secundário em comparação ao aumento da condutividade hidráulica do solo de 3.154 m/ano para 946 m/ano, com fator de forma de 0,05. Já em relação a infiltração do afluente terciário, nota-se uma redução de aproximadamente 50% em relação aos resultados da Tabela 12.

Tabela 13 – Cálculo da área requerida para $k = 946$ m/ano e $Fa = 0,1$

Permeabilidade do solo (m/ano)	946		
Fator de forma	0,09		
Vazão (m ³ /s)	5.000		
	Afluentes primário	Afluentes secundário	Afluentes terciário
TCNs (kg/ha.d)	116,64	68,97	40,24
Área com base na TCHs (ha)	1,93	1,93	1,93
Área com base na TCNs (ha)	3,36	1,99	1,16
Área com base na TCOs (ha)	2,28	0,78	0,13

Fonte – Autoria própria

Para a relação da quantidade de área requerida para infiltrações dos afluentes com diferentes níveis de tratamento e os impactos ambientais destes tratamentos, optou-se pela utilização dos dados apresentados na Tabela 11.

4.3 RELAÇÃO ENTRE OS IMPACTOS AMBIENTAIS POTENCIAIS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES E ÁREA REQUERIDA PARA INFILTRAÇÃO DOS AFLUENTES NO TRATAMENTO SOLO-AQUÍFERO

Ao passo que o sistema de tratamento primário é a alternativa que menos afeta para todas as categorias de impacto, esta é também a alternativa com maior necessidade de área (3,36 ha). Ademais, apesar da metodologia deste estudo não ter permitido evidenciar, o sistema de tratamento primário apresenta também um maior risco de contaminar o aquífero durante o TSA, além de aumentar a probabilidade de aparecimento de odores e de entupimento do solo. O sistema que apresentou uma menor requisição de área foi o sistema de tratamento terciário, com uma área requerida aproximadamente três vezes menor (1,16 ha), enquanto o sistema de tratamento secundário necessitou de uma área equivalente a 70% da área requerida pelo sistema de tratamento primário (1,99 ha).

Para as categorias de impacto ERF, EcAD, EuAD, TH, EcM, FMP e AT, o sistema de tratamento terciário foi a alternativa com maior impacto ambiental, apresentando estimativas variando de dez a dezessete vezes acima do sistema de tratamento primário, enquanto possui uma necessidade de área aproximadamente três vezes menor. Enquanto isso, para estas mesmas categorias, com exceção da EuAD, o sistema de tratamento secundário apresentou potenciais variando de 80 a 96% do potencial do sistema de tratamento terciário, enquanto a área requerida é 1,7 vezes maior que a área requerida pelo sistema de tratamento terciário. Logo, entre implantar um sistema de tratamento de efluentes secundário ou terciário, o sistema de tratamento terciário mostra-se mais vantajoso, visto que necessita de uma menor área e produz impactos potenciais próximos ao sistema de tratamento secundário. Para a categoria EuAD, o sistema de tratamento secundário apresentou apenas 60% dos impactos do sistema

de tratamento terciário, o que diminui o benefício da relação impacto vs. área. Todavia, quando houver disponibilidade suficiente de área, o sistema de tratamento primário mostrou ser a alternativa com maior benefício, com uma necessidade de área três vezes maior, mas um impacto dez ou mais vezes menor.

Em quatro categorias de impacto - MC, EuM, ERM e EcT - a alternativa com maior potencial foi o sistema de tratamento secundário. Sendo assim, pode-se concluir que o sistema de tratamento terciário possui uma maior vantagem, quando comparado com sistema de tratamento secundário, visto que apresentou impactos potenciais menores e necessita de uma área aproximadamente 40% menor. Em relação ao tratamento primário, ao passo que as estimativas médias do sistema de tratamento secundário apresentam valores variando de sete a vinte e sete vezes os valores do sistema de tratamento primário, enquanto a redução de área representa 40%, o sistema de tratamento primário continua a ser a alternativa com maior benefício.

4.4 ANÁLISE CRÍTICA DA METODOLOGIA EMPREGADA

A metodologia proposta neste trabalho apresentou diversas limitações, as quais tornam os resultados meramente demonstrativos. Esta seção traz uma análise crítica da metodologia, apresentando as principais limitações do presente estudo e como este poderá ser replicado, de forma a apresentar resultados com um maior grau de confiabilidade. Com o aumento no grau de confiabilidade, a autora espera que os resultados encontrados possam ser considerados no momento da tomada de decisão a respeito da implementação do TSA em uma região de interesse.

4.4.1 Impactos ambientais de ciclo de vida dos sistemas de tratamento de efluentes urbanos

Os resultados mostraram que o sistema de tratamento primário foi o menos impactante para todas as categorias, representando em torno de 10% dos impactos. Esta conclusão está de acordo com o esperado, visto que os sistemas de tratamento secundário e terciário incluem em seus inventários as tecnologias de tratamento primário. Por outro lado, para as quatro categorias em que o sistema de tratamento secundário apresentou um impacto ambiental superior ao sistema de tratamento terciário (MC, EuM, ERM e EcT), o mesmo não se aplica. O aparente contrassenso se deve à metodologia aqui empregada que soma, sempre que existem dados suficientes, o acumulado dos tratamentos (e.g. quando a bibliografia apresenta dados de ICV referentes a tecnologias de tratamento primário, secundário e terciário, o ICV do sistema de tratamento terciário incluirá a soma destes dados, e, o ICV do sistema de tratamento secundário incluirá as tecnologias de tratamento primário e secundário). Em vez de somar os dados de inventário, o ideal seria somar os impactos ambientais no momento

da interpretação.

4.4.2 Contribuição dos impactos ambientais de ciclo de vida dos sistemas de tratamento de efluentes urbanos

De forma geral, a maior contribuição dos impactos totais de sistemas de tratamento de efluentes costuma estar vinculada à fase de operação do sistema (LORENZOTOJA *et al.*, 2016), influenciada principalmente pela energia elétrica (ORTIZ *et al.*, 2007; FRIEDRICH *et al.*, 2009; GALLEGO *et al.*, 2008; POLRUANG *et al.*, 2017). Entretanto, no presente estudo, a fase de construção da ETE apresentou uma proporção significativamente maior, o que só seria justificável caso houvesse tecnologias de tratamento extensivas (GALLEGO-SCHMID; TARPANI, 2019) inclusas no estudo (alta necessidade de materiais e área para a construção e o baixo consumo de energia). Todavia, a filtragem das bibliografias (Seção 3.2.2.1) excluiu as tecnologias extensivas de tratamento.

Uma possível resposta para a desproporcionalidade entre a contribuição da fase de construção e operação nos sistemas é a capacidade nominal das ETEs selecionadas. A economia de escala no setor de tratamento de águas residuais está diretamente relacionada à avaliação de eficiência (HERNÁNDEZ-CHOVER *et al.*, 2018), de maneira que estações com maior capacidade nominal, costumam consumir uma menor quantidade de energia (SINGH *et al.*, 2016) e materiais por metro cúbico. Como o presente estudo não considerou a adição de uma metodologia para retirar a influência da capacidade nominal do quantitativo dos dados de inventário, é possível que esta seja a origem da elevada contribuição da etapa de construção, ou a baixa contribuição da fase operação. Este fator também poderia explicar a contribuição do polímero no tratamento de lodo do sistema de tratamento secundário e do cloro na desinfecção do sistema de tratamento terciário.

4.4.3 Número de bibliografias utilizadas para a Avaliação de Ciclo de Vida

Em relação ao número de bibliografias utilizadas para as estimativas do ICV, pode-se concluir que estas não foram suficientes para produzir um resultado com um bom grau de confiabilidade, uma vez que muitos processos dentro dos inventários foram estimados com base em um único valor ou com base em uma única bibliografia.

4.4.4 Contaminação do aquífero

A contaminação do aquífero devido as características físico-químicas do afluente que infiltra no solo é um fator essencial para a tomada de decisão. Ressaltando que a qualidade final do efluente tratado que chegará ao aquífero irá depender da eficiência de remoção de contaminantes do TSA. Esta eficiência irá variar de acordo com

as características hidrogeológicas do solo, do design do sistema e do clima da região. Adaptações importantes do sistema incluem o controle dos eventos de inundação e secas nas bacias de infiltração, visto que auxilia na aeração da zona vadosa superior, na exposição à luz solar e nos ciclos de temperatura (BEKELE *et al.*, 2018), com uma consequente eficiência na nitrificação. Segundo USEPA (2006), as temperaturas ótimas para remoção de nitrogênio variam de 30 a 35 graus Celsius.

A literatura traz dados de eficiência de remoção de contaminantes para o TSA (CRITES *et al.*, 2014; SHARMA; KENNEDY, 2017), que poderiam ser acrescentadas a metodologia para simular os impactos ambientais vinculados a contaminação do aquífero quando utilizados afluentes com diferentes níveis de tratamento. A modificação das fronteiras do sistema, de maneira a incluir as emissões no aquífero, poderão alterar os resultados encontrados no presente estudo, visto que a contaminação do aquífero com infiltração de afluentes primários é superior do que afluentes secundários e terciários. Contudo, a autora aconselha a realização de testes em laboratório e em escala piloto na região de interesse para simulações mais refinadas, de forma a estudar a eficiência de remoção de contaminantes do TSA considerando as particularidades da hidrogeologia da zona de estudo.

4.4.5 Metodologia para cálculo da área requerida pelo Tratamento Solo-Aquífero

A metodologia empregada para o cálculo da área necessária para infiltração dos afluentes no TSA não considera como fator limitante a carga de sólidos suspensos máxima para evitar o entupimento do solo. Ainda assim, Crites *et al.* (2014) aconselha a utilização de uma carga de sólidos suspensos variando entre 112 a 224 kg/ha.d ou a escarificação da superfície da bacia, como formas de reduzir o impacto vinculado a carga de sólidos. Além da remoção da camada superficial, a USEPA (2006) recomenda a aplicação de períodos seco e de inundação na bacia também como uma forma de reduzir o entupimento do solo.

Rice e Bouwer (1984) e Lance *et al.* (1980) mostraram que a utilização de afluentes primários no TSA é capaz de produzir efluentes tratados de qualidade melhor ou igual àquelas produzidas por afluentes secundários. Por outro lado, estes estudos também mostraram que a utilização de afluentes primários aumentam as chances de ocorrer entupimento do solo, acarretando reduções na taxa de infiltração. Em futuros estudos, é essencial que se encontre uma metodologia para a estimativa da carga de sólidos suspensos, devido ao seu papel na determinação do risco de entupimento do solo. A inclusão deste fator poderá alterar completamente os resultados do presente trabalho, uma vez que a carga de sólidos suspensos é uma desvantagem para o sistema de tratamento primário.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O objetivo deste trabalho foi estudar a relação dos impactos ambientais de ciclo de vida dos sistemas de tratamento primário, secundário e terciário com a quantidade de área requerida para infiltração dos efluentes destes sistemas no solo, através do TSA. Este trabalho considerou uma infiltração diária de 5.000 m³ para uma cidade de pequeno porte em um país em desenvolvimento. A quantificação dos impactos ambientais dos sistemas de tratamento de efluentes foi realizada com auxílio da metodologia Avaliação de Ciclo de Vida e da bibliografia e o cálculo da área baseou-se em Crites *et al.* (2014).

Através dos resultados, pode-se concluir que a infiltração do efluente do sistema de tratamento primário no TSA apresentou maiores vantagens, em termos de impacto ambiental de ciclo de vida e quantidade de área requerida para o TSA. E, quando o sistema de tratamento primário não for uma alternativa, o sistema de tratamento terciário apresentou maiores benefícios do que o sistema de tratamento secundário, devido ao impacto ambiental próximo e a requisição de uma quantidade de área consideravelmente menor. Entretanto, como o presente estudo trouxe diversas limitações metodológicas, os resultados encontrados tornam-se apenas demonstrativos.

Para a metodologia de Crites *et al.* (2014), a permeabilidade da camada limitante de 3.154 m/ano, equivalente a uma areia bem graduada, o fator de forma igual a 0,05 e a vazão de 5.000 m³ levaram a uma maior requisição de área para o sistema de tratamento primário, que foi regredindo conforme a concentração de Nt e DBO no efluente final foi diminuindo. Contudo, para o mesmo fator de forma e vazão, porém com uma permeabilidade da camada limitante de 946 m/ano, equivalente a uma areia siltosa, a área requerida para os sistemas de tratamento foi a mesma, independente do nível de tratamento. Este resultado sugere aplicação de outros métodos de cálculo para a área requerida pelo TSA para entender a influência do método nos resultados encontrados.

Dentre as limitações deste estudo e recomendações para futuros trabalhos pode-se destacar:

- A metodologia definida para a criação dos ICVs apresentou limitações relevantes, visto que levou a geração de impactos ambientais superiores para o tratamento secundário em vez do tratamento terciário em quatro categorias de impacto (MC, ERM, FMP e EcT). Para futuros trabalhos, aconselha-se a realização de inventários médios das tecnologias de cada nível de tratamento, sem realizar a soma dos dados de inventário das tecnologias do nível de tratamento anterior;
- Muitas estimativas dentro dos ICVs médios dos sistemas de tratamento de efluentes urbanos foram realizadas com base em apenas um valor, o que diminuiu

o grau de confiabilidade dos resultados. Logo, a autora sugere a replicação do estudo com um número maior de bibliografias para a geração dos ICVs;

- Não foi incluída uma metodologia para ampliar ou reduzir a escala das ETEs, o que pode ter sido responsável pela desproporcionalidade nas contribuições das fases de construção e operação, contrariando a literatura. Para aumentar a confiabilidade dos dados, é recomendado que seja incluída uma metodologia para retirar a influência da capacidade nominal das ETEs;
- A contaminação do aquífero em função da qualidade do afluente que infiltrará no TSA não foi considerada neste estudo, o que teria trazido desvantagens para o sistema de tratamento primário. Para futuros trabalhos, a autora recomenda a inclusão das emissões de contaminantes no aquífero como parte dos dados de ICV dos sistemas de tratamento, de maneira a melhor representar a realidade. Ainda assim, para resultados realmente aplicados a uma região de estudo, recomenda-se a realização de testes em laboratório ou em escala piloto para estudar as particularidades da hidrogeologia da região de interesse;
- Uma desvantagem importante de sistemas de tratamento com baixo nível de tratamento é o alto risco de entupimento do solo, o qual não foi levado em consideração. Em futuros trabalhos, é aconselhável que se encontre uma metodologia para estimar a carga de sólidos suspensos no afluente.

Este trabalho buscou levantar uma discussão a respeito da melhor alternativa, em termos de impacto ambiental e área requerida, de nível de tratamento de efluente urbano a ser introduzido antes do TSA. Ainda que não tenha sido possível chegar em uma resposta, o presente estudo traz um embasamento sobre o temática, seguido por uma metodologia limitada, porém com uma análise crítica aprofundada. Com este estudo, espera-se instigar a sua replicação, levando em consideração as recomendações para aumentar o grau de confiabilidade da análise.

REFERÊNCIAS

ABEL, Chol Deng Thon. **Soil Aquifer Treatment: Assessment and Applicability of Primary Effluent Reuse in Developing Countries**. [S.l.]: IHE Delft Institute for Water Education, 2014.

ABEL, Chol DT; SHARMA, Saroj K; MAENG, Sung Kyu; MAGIC-KNEZEV, Aleksandra; KENNEDY, Maria D; AMY, Gary L. Fate of bulk organic matter, nitrogen, and pharmaceutically active compounds in batch experiments simulating soil aquifer treatment (SAT) using primary effluent. **Water, Air, & Soil Pollution**, Springer, v. 224, n. 7, p. 1–12, 2013.

AHARONI, Avi; GUTTMAN, Y; CIKUREL, Haim; SHARMA, S. Guidelines for design, operation and maintenance of SAT (and hybrid SAT) systems. **EU SWITCH project**, 2011.

ASANO, Takashi. **Artificial recharge of groundwater**. [S.l.]: Butterworth Publishers, 1985.

ASANO, Takashi; COTRUVO, Joseph A. Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: health and regulatory considerations. **Water research**, Elsevier, v. 38, n. 8, p. 1941–1951, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14040**: Gestão ambiental — Avaliação do ciclo de vida — Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, jul. 2014a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14044**: Gestão ambiental — Avaliação do ciclo de vida — Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, jul. 2014b.

BARE, Jane C; HOFSTETTER, Patrick; PENNINGTON, David W; DE HAES, Helias A Udo. Midpoints versus endpoints: the sacrifices and benefits. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, Springer, v. 5, n. 6, p. 319–326, 2000.

BARRY, Karen E; VANDERZALM, Joanne L; MIOTLINSKI, Konrad; DILLON, Peter J. Assessing the impact of recycled water quality and clogging on infiltration rates at a

pioneering Soil Aquifer Treatment (SAT) site in Alice Springs, Northern Territory (NT), Australia. **Water**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 9, n. 3, p. 179, 2017.

BEKELE, Elise; PAGE, Declan; VANDERZALM, Joanne; KAKSONEN, Anna; GONZALEZ, Dennis. Water recycling via aquifers for sustainable urban water quality management: Current status, challenges and opportunities. **Water**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 10, n. 4, p. 457, 2018.

BENNANI, AC; LARY, J; NRHIRA, A; RAZOUKI, L; BIZE, J; NIVAULT, N. Wastewater treatment of greater Agadir (Morocco): an original solution for protecting the bay of Agadir by using the dune sands. **Water Science and Technology**, IWA Publishing, v. 25, n. 12, p. 239–245, 1992.

BESANÇON, A; PIDOU, Marc; JEFFREY, Paul; JEFFERSON, Bruce; LE CORRE, KS. Impact of pre-treatment technologies on soil aquifer treatment. **Journal of Water Reuse and Desalination**, IWA Publishing, v. 7, n. 1, p. 1–10, 2017.

BOUWER, Herman. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. **Hydrogeology journal**, Springer, v. 10, n. 1, p. 121–142, 2002.

BOUWER, Herman. Role of groundwater recharge in treatment and storage of wastewater for reuse. **Water Science and Technology**, IWA Publishing, v. 24, n. 9, p. 295–302, 1991.

BOUWER, Herman; RICE, RC. Renovation of wastewater at the 23rd Avenue rapid infiltration project. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, JSTOR, p. 76–83, 1984.

CARRÉ, Erwan; BEIGBEDER, Joana; JAUZEIN, Vincent; JUNQUA, Guillaume; LOPEZ-FERBER, Miguel. Life cycle assessment case study: tertiary treatment process options for wastewater reuse. **Integrated environmental assessment and management**, Wiley Online Library, v. 13, n. 6, p. 1113–1121, 2017.

CETESB. **Fundamentos do Controle de Poluição das Águas**. [S.l.]: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, 2018.

COROMINAS, LI; FOLEY, J; GUEST, JS; HOSPIDO, A; LARSEN, HF; MORERA, S; SHAW, A. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: state of the art. **Water research**, Elsevier, v. 47, n. 15, p. 5480–5492, 2013.

CRITES, Ronald W; MIDDLEBROOKS, E Joe; BASTIAN, Robert K. **Natural wastewater treatment systems**. [S.l.]: CRC press, 2014.

DAIGGER, Glen T. Evolving urban water and residuals management paradigms: Water reclamation and reuse, decentralization, and resource recovery. **Water environment research**, Wiley Online Library, v. 81, n. 8, p. 809–823, 2009.

DE MOURA, André Negão. Recarga artificial de aquíferos: Os desafios e riscos para garantir o suprimento futuro de água subterrânea. **Águas subterrâneas**, n. 1, 2004.

DILLON, Peter. Future management of aquifer recharge. **Hydrogeology journal**, Springer, v. 13, n. 1, p. 313–316, 2005.

ESSANDOH, Helen MK; TIZAOUI, Chedly; MOHAMED, Mostafa HA; AMY, G; BRDJANOVIC, Damir. Soil aquifer treatment of artificial wastewater under saturated conditions. **Water research**, Elsevier, v. 45, n. 14, p. 4211–4226, 2011. DOI: 10.1016/j.watres.2011.05.017.

FRIEDRICH, E; PILLAY, S; BUCKLEY, CA. Environmental life cycle assessments for water treatment processes—A South African case study of an urban water cycle. **Water SA**, v. 35, n. 1, 2009.

GALLEGO, Alejandro; HOSPIDO, Almudena; MOREIRA, Maria Teresa; FEIJOO, Gumersindo. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. **Resources, Conservation and Recycling**, Elsevier, v. 52, n. 6, p. 931–940, 2008.

GALLEGO-SCHMID, Alejandro; TARPANI, Raphael Ricardo Zepon. Life cycle assessment of wastewater treatment in developing countries: a review. **Water research**, Elsevier, v. 153, p. 63–79, 2019.

GOEDKOOOP, Mark; HEIJUNGS, Reinout; HUIJBREGTS, Mark; DE SCHRYVER, An; STRUIJS, Jaap; VAN ZELM, Rosalie. ReCiPe 2008. **A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level**, v. 1, p. 1–126, 2009.

GOEDKOOOP, Mark; SPRIENSMA, Renilde. The Eco-indicator 99: a damage oriented method for life cycle assessment, methodology report. **PreConsultans BV, The Netherlands**, v. 12, 2000.

GREENDELTA. **OpenLCA Software Version 1.10.3**. [S.l.], 2020.

GUÉRIN-SCHNEIDER, Laetitia; TSANGA-TABI, Marie; ROUX, Philippe; CATEL, Laureline; BIARD, Yannick. How to better include environmental assessment in public decision-making: Lessons from the use of an LCA-calculator for wastewater systems. **Journal of Cleaner Production**, Elsevier, v. 187, p. 1057–1068, 2018.

GUEST, Jeremy S *et al.* **A new planning and design paradigm to achieve sustainable resource recovery from wastewater**. [S.l.]: ACS Publications, 2009.

GUINEE, JB *et al.* Life Cycle Assessment, an Operational Guide to the ISO Standards. Part 2a: Guide. **The Netherlands: Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (VROM) and Centre of Environmental Studies, Lieden University**, 2001.

HERNÁNDEZ-CHOVER, Vicent; BELLVER-DOMINGO, Águeda; HERNÁNDEZ-SANCHO, Francesc. Efficiency of wastewater treatment facilities: The influence of scale economies. **Journal of environmental management**, Elsevier, v. 228, p. 77–84, 2018.

HUIJBREGTS, M.A.J.; STEINMANN, Z. J. N.; ELSHOUT, P. M. F. M.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M. D. M.; HOLLANDER, A.; ZIJP, M.; ZELM, R. van. ReCiPe 2016. National Institute for Public Health e the Environment, 2016.

ICEKSON-TAL, N; AVRAHAM, O; SACK, J; CIKUREL, H. Water reuse in Israel-the Dan Region Project: evaluation of water quality and reliability of plant's operation. **Water Science and Technology: Water Supply**, IWA Publishing, v. 3, n. 4, p. 231–237, 2003.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14040**: Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. Geneva, jul. 2006a.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14044**: Guidelines, Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. Geneva, jul. 2006b.

IPCC. **Climate change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** [S.l.]: Cambridge University Press, 2014.

LANCE, JC; RICE, RC; GILBERT, RG. Renovation of wastewater by soil columns flooded with primary effluent. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, JSTOR, p. 381–388, 1980.

LORENZO-TOJA, Yago; ALFONSÍN, Carolina; AMORES, María José; ALDEA, Xavier; MARIN, Desirée; MOREIRA, María Teresa; FEIJOO, Gumersindo. Beyond the conventional life cycle inventory in wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, Elsevier, v. 553, p. 71–82, 2016.

MENESES, M; CONCEPCIÓN, H; VRECKO, D; VILANOVA, R. Life cycle assessment as an environmental evaluation tool for control strategies in wastewater treatment plants. **Journal of Cleaner Production**, Elsevier, v. 107, p. 653–661, 2015.

NADAV, Itamar; ARYE, Gilboa; TARCHITZKY, Jorge; CHEN, Yona. Enhanced infiltration regime for treated-wastewater purification in soil aquifer treatment (SAT). **Journal of hydrology**, Elsevier, v. 420, p. 275–283, 2012.

NGUYEN, Thi Kieu Loan; NGO, Huu Hao; GUO, Wenshan; CHANG, Soon Woong; NGUYEN, Dinh Duc; NGHIEM, Long Duc; LIU, Yiwen; NI, Bingjie; HAI, Faisal I. Insight into greenhouse gases emissions from the two popular treatment technologies in municipal wastewater treatment processes. **Science of the Total Environment**, Elsevier, v. 671, p. 1302–1313, 2019.

ONU. **The sustainable development goals report 2018.** [S.l.], 2018.

ORTIZ, M; RALUY, RG; SERRA, L. Life cycle assessment of water treatment technologies: wastewater and water-reuse in a small town. **Desalination**, Elsevier, v. 204, n. 1-3, p. 121–131, 2007.

PARRA, Daniel Salvador Vélez. **Rebaixamento temporário do lençol freático em aquíferos granulares.** 2014. Tese (Doutorado) – PUC-Rio.

PILLAY, Sarushen Dhanapalan. **An environmental life cycle assessment of the provision of recycled water in Durban.** 2006. Tese (Doutorado).

POLRUANG, Sucheela; SIRIVITHAYAPAKORN, Sanya; TALANG, Rutjaya Prateep Na. A comparative life cycle assessment of municipal wastewater treatment plants in Thailand under variable power schemes and effluent management programs. **Journal of Cleaner Production**, Elsevier, v. 172, p. 635–648, 2017.

POWERS, J Patrick; CORWIN, Arthur B; SCHMALL, Paul C; KAECK, Walter E. **Construction dewatering and groundwater control: new methods and applications**. [S.l.]: John Wiley & Sons, 2007.

REEMTSMA, Thorsten; GNIRSS, Regina; JEKEL, Martin. Infiltration of combined sewer overflow and tertiary treated municipal wastewater: An integrated laboratory and field study on various metals. **Water environment research**, Wiley Online Library, v. 72, n. 6, p. 644–650, 2000. DOI: 10.2175/106143000X138256.

REMY, C; JEKEL, M. Sustainable wastewater management: life cycle assessment of conventional and source-separating urban sanitation systems. **Water Science and Technology**, IWA Publishing, v. 58, n. 8, p. 1555–1562, 2008.

RICE, RC; BOUWER, Herman. Soil-aquifer treatment using primary effluent. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, JSTOR, p. 84–88, 1984.

RISCH, Eva; GUTIERREZ, Oriol; ROUX, Philippe; BOUTIN, Catherine; COROMINAS, Lluís. Life cycle assessment of urban wastewater systems: Quantifying the relative contribution of sewer systems. **Water research**, Elsevier, v. 77, p. 35–48, 2015.

RODRIGUEZ-GARCIA, G; MOLINOS-SENANTE, M; HOSPIDO, A; HERNÁNDEZ-SANCHO, F; MOREIRA, MT; FEIJOO, G. Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants. **water research**, Elsevier, v. 45, n. 18, p. 5997–6010, 2011.

SHARMA, Saroj K; HUSSEN, Mustefa; AMY, Gary. Soil aquifer treatment using advanced primary effluent. **Water Science and Technology**, IWA Publishing, v. 64, n. 3, p. 640–646, 2011.

SHARMA, Saroj K; KENNEDY, Maria D. Soil aquifer treatment for wastewater treatment and reuse. **International Biodeterioration & Biodegradation**, Elsevier, v. 119, p. 671–677, 2017.

SINGH, Pratima; KANSAL, Arun; CARLIELL-MARQUET, Cynthia. Energy and carbon footprints of sewage treatment methods. **Journal of environmental management**, Elsevier, v. 165, p. 22–30, 2016.

TARPANI, Raphael Ricardo Zepon; AZAPAGIC, Adisa. Life cycle environmental impacts of advanced wastewater treatment techniques for removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs). **Journal of environmental management**, Elsevier, v. 215, p. 258–272, 2018.

TARPANI, Raphael Ricardo Zepon; LAPOLLI, Flávio Rubens; RECIO, María Ángeles Lobo; GALLEGOS-SCHMID, Alejandro. Comparative life cycle assessment of three alternative techniques for increasing potable water supply in cities in the Global South. **Journal of Cleaner Production**, Elsevier, v. 290, p. 125871, 2021.

USEPA. Process Design Manual - Land Treatment of Municipal Wastewater Effluents. United States Environmental Protection Agency, p. 1–193, 2006.

VON SPERLING, Marcos. **Wastewater characteristics, treatment and disposal**. [S.l.]: IWA publishing, 2007.

VOULVOULIS, Nikolaos. Water reuse from a circular economy perspective and potential risks from an unregulated approach. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, Elsevier, v. 2, p. 32–45, 2018.

WANG, Dan; GUO, Fang; WU, Yihui; LI, Zhiping; WU, Guangxue. Technical, economic and environmental assessment of coagulation/filtration tertiary treatment processes in full-scale wastewater treatment plants. **Journal of cleaner production**, Elsevier, v. 170, p. 1185–1194, 2018.

WENZEL, Henrik; HAUSCHILD, Michael Z; ALTING, Leo. **Environmental Assessment of Products: Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development**. [S.l.]: Kluwer Academic Publishers Group, 1997. v. 1.

WERNET, Gregor; BAUER, Christian; STEUBING, Bernhard; REINHARD, Jurgen; MORENO-RUIZ, Emilia; WEIDEMA, Bo. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, Springer, v. 21, n. 9, p. 1218–1230, 2016.

ZANG, Yiwen; LI, Yi; WANG, Chao; ZHANG, Wenlong; XIONG, Wei. Towards more accurate life cycle assessment of biological wastewater treatment plants: a review. **Journal of Cleaner Production**, Elsevier, v. 107, p. 676–692, 2015.

ZHU, Lingyun; LIU, Beibei; WANG, Feng; BI, Jun. Raising discharge standards leads to environmental problem shifting in China. **Water science and technology**, IWA Publishing, v. 68, n. 12, p. 2605–2612, 2013.

APÊNDICE A – BIBLIOGRAFIAS SELECIONADAS E CLASSIFICADAS PARA A REALIZAÇÃO DA AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA

A Tabela 14 apresenta os cálculos de eficiência de remoção de DBO, SST, Nt e Pt para as tecnologias selecionadas, conforme a Seção 3.2.2.1 e, a Quadro 1, traz um resumo das bibliografias selecionadas para este estudo.

Tabela 14 – Cálculo da eficiência de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Nitrogênio (Nt) e Fósforo (Pt) para as bibliografias selecionadas para estimação dos Inventários de Ciclo de Vida

Nº Referência	Efluente bruto				Efluente tratado				Nível de qualidade do tratamento	Principal tecnologia	
	DBO	SS	Nt	Pt	DBO	SS	Nt	Pt			
1	Polruag et al. (2017)	0,03284				0,0043 (87%)	0,0053	0,0078	0,0012	Secundário	Lodo ativado
		0,02798				0,0060 (78%)	0,0092	0,0077	0,0011	Secundário	Lodo ativado
		0,03932				0,0062 (84%)	0,009	0,0084	0,0012	Secundário	Lodo ativado
		0,04389				0,0076 (83%)	0,006	0,0042	0,0005	Secundário	Lodo ativado
		0,06529				0,0099(85%)	0,0139	0,0042		Secundário	Lodo ativado
		0,05477				0,0048(91%)	0,0066	0,0088	0,0009	Terciário	Lodo ativado
		0,0287				0,0045 (84%)	0,0042	0,0053	0,0006	Secundário	Lodo ativado
2	Roushidi et al. (2012) Mahgoub et al. (2010)	0,1758	0,22804	0,0384	0,0262	0,12907 (27%)	0,1118 (51%)	0,0353 (8%)	0,0230 (12%)	Primário	Sedimentação primária
3	Laitinned et al. (2017)		0,075	0,057	0,006		0,0007 (99%)	0,0200 (65%)	0,0033 (45%)	Terciário	UASB/Lodo ativado
5	Li et al. (2013)	0,1099		0,03492	0,004	0,0055 (95%)		0,0120 (66%)	0,0011 (72%)	Terciário	Anaeróbio-Anóxico-Óxico (A2O) + Filtro de areia
6	Ontiveros and Campanella (2013)					0,0044				Terciário	Reator anaeróbio
						0,0062				Terciário	Anaeróbio-Anóxico-Óxico (A2O)
						0,0043				Terciário	Anaeróbio-Anóxico-Óxico (A2O)
						0,0047				Terciário	Anaeróbio-Anóxico-Óxico (A2O)

Fonte – Autoria própria

Quadro 1 – Resumo das bibliografias selecionadas para estimação dos Inventários de Ciclo de Vida

Referência		País	Capacidade (m ³ /d)	Vida útil	Tecnologia	
Nº	Abreviação				Tratamento de efluente	Tratamento de lodo
1	Polruag et al. (2017)	Tailândia	150000/ 200000/ 350000 /157000/ 40000/ 30000/ 65000	N.A	Sistema cíclico de lodo ativado; Lodo ativado de mistura completa; Lodo ativado de looping vertical; Estabilização por contato e Lodo ativado de dois estágios	N.A
2	Roushdi et al. (2012)	Egito	350.000	N.A	Desarenador aerado/câmara de separação de fluxo/decantador primário	N.A
3	Laitinned et al. (2017)	México	43200	50	Reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB); Lodo ativado com nitrificação	Adensamento do lodo/ digestão anaeróbia
4	Pillay (2006)	África do Sul	50000 / 168000	70	Decantador primário/lodo ativado com remoção nitrogênio/clarificador	N.A
5	Li et al. (2013)	China	100000	50	Reator anaeróbio-aeróbio-anóxico (A2O)/filtro de areia/câmara de desinfecção	N.A
6	Ontiveros and Campanella (2013)	Argentina	2000	N.A	Lodo ativado; Sistema UCT (University of Cape Town); Bardenpho de cinco estágios; Bardenpho modificado de cinco estágios	N.A
7	Sing et al. (2016)	India	8327/ 11355/ 18925/ 37850/ 45420/ 60560/ 68697/ 75700/ 94625/ 83270/ 113550/ 140045/ 151416/ 164000/ 170325	50	Desarenador/ sedimentação primária/ lodo ativado; Desarenador/ lodo ativado por aeração prolongada; Lodo tivado/ biofiltro aerado submerso; Desarenador/Reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB); Desarenador/ biofiltro aerado submerso	Leito de secagem; Digestor/ leito de sacagem; Centrifuga/ digestor/ leito de sacagem; Filtro prensa; Flotação por ar dissolvido/ digestor anaeróbio
8	Zhang and Wilson (2000)	China	164000	40	Lodo ativado	Espessamento e desidratação do lodo, sem especificação

Fonte – Autoria própria

APÊNDICE B – CORRESPONDÊNCIA DOS PROCESSOS DA SEÇÃO 4.1 NO INVENTÁRIO DA ECOINVENT

A Quadro 2 apresenta a correspondência dos processos dos ICV dos sistemas de tratamento primário (Tabela 7), secundário (Tabela 8) e terciário (Tabela 9) no banco de dados da Ecoinvent versão 3.5 (WERNET *et al.*, 2016).

Quadro 2 – Correspondência dos processos com a base de dados Ecoinvent versão 3.5

Processo	Correspondência versão 3.5 Ecoinvent (Cut-off)	Unidade
Concreto	GLO: concrete, normal (<i>market</i>)	m3
Aço	GLO: hot rolling steel (<i>market</i>)	kg
Aço inoxidável	GLO: hot rolled chromium steel 18/8 (<i>market</i>)	kg
Ferro fundido	GLO: cast iron (<i>market</i>)	kg
Alumínio	RoW: aluminium primary ingot (<i>market</i>)	kg
Cobre	GLO: Copper (<i>market</i>)	kg
Argamassa	RoW: cement mortar production (<i>market</i>)	kg
Tijolo	RoW: clay brick production (<i>market</i>)	kg
Eletricidade	BR: market for electricity, medium voltage (<i>market</i>)	KWh
Lodo ¹	Process-specific burden, sanitary landfill	kg
Polímero ²	GLO: polyaluminium chloride (<i>market</i>)	kg
CO ₂	Unspecified: carbon dioxide – elementary flow (Emissions to air)	kg
Cloro ³	sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state (<i>market</i>)	kg

Fonte – Wernet *et al.* (2016)

Notas: ¹Destinação final no aterro sanitário; ²Policloreto de Alumínio (PAC); ³Hipoclorito de sódio.

Como não existe um processo para o concreto armado nessa versão da Ecoinvent, foi criado um processo para esse material baseado na tese de Pillay (2006). Os materiais utilizados para a criação do concreto armado e as respectivas correspondências na base de dados da Ecoinvent estão apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 – Quantidade de materiais utilizados no processo concreto armado e as respectivas correspondências na base de dados Ecoinvent versão 3.5

Inputs	Correspondência versão 3.5 Ecoinvent (Cut-off)	Massa (kg/kg de concreto)
Areia	GLO: sand (<i>market</i>)	0,24
Pedra	GLO: stone meal (<i>market</i>)	0,49
Aço	GLO: hot rolling steel (<i>market</i>)	0,05
Cimento	RoW: cement, unspecified (<i>market</i>)	0,14
Água	Resouces: water, fresh	0,07

Fonte – Wernet *et al.* (2016) e Pillay (2006)

APÊNDICE C – CLASSIFICAÇÃO DAS BIBLIOGRAFIAS SOBRE O TRATAMENTO SOLO-AQUÍFERO SEGUNDO NÍVEL DE TRATAMENTO

A Tabela 16 apresenta os cálculos de eficiência de remoção de DBO, SST e nutrientes dos sistemas de tratamento de efluentes pré-aplicação do TSA presentes nas bibliografias.

Tabela 16 – Classificação das bibliografias sobre o TSA

Nº Referência	Efluente bruto (mg/L) ¹				Eluente tratado (mg/L)				Nível de qualidade do tratamento	Principal tecnologia	
	DBO	SS	Nt	Pt	DBO	SS	Nt	Pt			
1	Barry et al. (2017)	270	205	45		10 (96%)	9 (96%)	16 (64%)		Terciário	Flotação por ar dissolvido e lagoas de estabilização
		270	205	45		1,1 (100%)	5 (98%)	9,2 (80%)		Terciário	Flotação por ar dissolvido, lagoas de estabilização e UV
2	Pavelic et al. (2011)		205		10		142 (31%)		9,1 (9%)	Primário	Sem descrição
			205		10		49 (76%)		6,5 (35%)	Secundário	
			205		10		2 (99%)		5 (50%)	Terciário	
			205		10		5 (98%)		5,6 (44%)	Terciário	
3	Nadav et al. (2011)	270	205	45	10	6,3 (98%)	7,5 (96%)	7,3 (84%)	2,1 (79%)	Terciário	Lodo ativado modificado
4	Icekson-Tal et al. (2003)	270	205		10	8 (97%)	9 (96%)		2,2 (78%)	Terciário	Lodo ativado modificado
5	Asano (1985)	270	205	45	10	11,4 (96%)	29,8 (85%)	12,6 (72%)	2,3 (77%)	Terciário	Lagoas facultativas e lagoa de maturação
7	Bouwer e Rice (1984)	270				15 (94%)				Terciário	Lodo ativado

Continuação da Tabela 15

Nº Referência	Efluente bruto (mg/L) ¹				Efluente tratado (mg/L)				Nível de qualidade do tratamento	Principal tecnologia
	DBO	SS	Nt	Pt	DBO	SS	Nt	Pt		
12	Beçanson et al.(2017) ²					70%	25%		Secundário	Lodo ativado convencional (Tempo de retenção do lodo (TRL) de 6 dias)
						90%	46%		Secundário	Lodo ativado convencional (TRL de 12 dias)
						88%	33%		Secundário	Lodo ativado convencional (TRL de 20 dias)
						99%	32%		Secundário	Biomembrana (TRL de 6 dias)
						99%	38%		Secundário	Biomembrana (TRL de 12 dias)
						100%	37%		Secundário	Biomembrana (TRL de 20 dias)
						92%	34%		Secundário	Wetland construído de fluxo vertical (TRL de 6 dias)
						99%	50%		Terciário	Wetland construído de fluxo vertical (TRL de 12 dias)
						94%	44%		Secundário	Wetland construído de fluxo vertical (TRL de 20 dias)
				94%	39%		Secundário	Combinação do lodo ativado com wetland construído de fluxo vertical (TRL de 6 dias)		

Continuação da Tabela 15

Nº Referência	Efluente bruto (mg/L) ¹				Efluente tratado (mg/L)				Nível de qualidade do tratamento	Principal tecnologia
	DBO	SS	Nt	Pt	DBO	SS	Nt	Pt		
12	Beçanson et al.(2017) ²					97%	40%		Secundário	Combinação do lodo ativado com wetland construído de fluxo vertical (TRL de 12 dias)
						94%	38%		Secundário	Combinação do lodo ativado com wetland construído de fluxo vertical (TRL de 20 dias)
						80%	23%		Secundário	Combinação da biomembrana com wetland construído de fluxo vertical (TRL de 6 dias)
						94%	29%		Secundário	Combinação da biomembrana com wetland construído de fluxo vertical (TRL de 12 dias)
						84%	51%		Terciário	Combinação da biomembrana com wetland construído de fluxo vertical (TRL de 20 dias)
13	Essandoh et al. (2011)	270		45		88 (67%)		17,5 (61%)	Secundário	
		270		45		43 (84%)		9 (80%)	Secundário	Efluente criado em laboratório
		270		45		26 (90%)		6,5 (86%)	Secundário	
14	Chol Deng Thon Abel (2014)	270	205			145 (46%)	180 (33%)		Primário	Lodo ativado
		270	205			180,7 (12%)	107,1 (48%)		Primário	Lodo ativado

Continuação da Tabela 15

Nº Referência	Efluente bruto (mg/L) ¹				Eluente tratado (mg/L)				Nível de qualidade do tratamento	Principal tecnologia
	DBO	SS	Nt	Pt	DBO	SS	Nt	Pt		
15	Chol DT Abel et al. (2013)	270	205			134,5 (50%)	135,4 (34%)		Primário	Lodo ativado

Fonte – Autoria própria

Notas: ¹As concentrações médias para efluentes brutos de países desenvolvidos e em desenvolvimento são provenientes de Tarpani *et al.* (2021); ²A referência já trazia a eficiência de remoção, logo, não foi preciso calcular.