

# Gestão sustentável do saneamento

## Nota Técnica 3 – Inventários de ciclo de vida aplicado ao aproveitamento dos subprodutos do tratamento de esgoto: sua utilização como auxílio à tomada de decisão

*Life cycle inventories applied to the utilization of by-products of wastewater treatment: its use as an aid to decision-making*

**Matheus Augusto de Oliveira Fernandes<sup>1</sup>, Kátia Gonçalves Gutierrez<sup>2\*</sup>, Hugo Henrique Simone Souza<sup>3</sup>, Karina Cubas Guedes do Amaral<sup>4</sup>**

### RESUMO

Dentro de um estudo de Avaliação de Ciclo de Vida, a etapa de elaboração do Inventário de Ciclo de Vida é a mais determinante para a boa qualidade do resultado do estudo. Embora ainda existam muitos empecilhos para a realização de um estudo completo de Avaliação de Ciclo de Vida, o Inventário de Ciclo de Vida por si só já é capaz de fornecer muitas informações relevantes que permitem uma tomada de decisão sobre o objeto de estudo. Embora existam alguns modelos de Inventário de Ciclo de Vida disponíveis no contexto internacional, é necessário que a utilização desses modelos seja feita com parcimônia, dada a extrema importância das características regionais do local de estudo. Uma etapa fundamental a ser considerada na elaboração do inventário de uma estação de tratamento de esgoto é a gestão dos subprodutos, lodo e biogás, cujo gerenciamento pode representar até 90% do total de impactos de uma estação de tratamento de esgoto, e a opção por rotas sustentáveis pode levar a reduções de até 50% em algumas categorias de impacto. A fim de auxiliar na construção de Inventários de Ciclo de Vida regionalizados e facilitar a tomada de decisão em estações de tratamento de esgoto, são disponibilizados inventários de operação de estações de tratamento de esgoto, bem como de caracterização de subprodutos como um direcionamento para futuros trabalhos.

**Palavras-chave:** avaliação de ciclo de vida; inventário de ciclo de vida; gestão de subprodutos.

### ABSTRACT

In a Life Cycle Assessment study, the Life Cycle Inventory elaboration stage is the most decisive for the good quality of the result of the study. Although there are still many obstacles to the realization of a complete Life Cycle Assessment study, the Life Cycle Inventory by itself is already able to provide relevant information that allows decision making about the object of study. Although there are some Life Cycle Inventory models available in the international context, the use of these models demands careful deliberation, given the extreme importance of regional characteristics of the study site. A fundamental step to be considered in the preparation of a wastewater treatment plant inventory is the management of by-products, sludge and biogas, whose management can represent up to 90% of the total impacts of a wastewater treatment plant, and the option for sustainable routes can lead to reductions of up to 50% in some impact categories. To assist in the construction of regionalized Life Cycle Inventories and facilitate decision making in wastewater treatment plants, inventories of wastewater treatment plants operations as well as by-product characterization are provided as a direction for future works.

**Keywords:** life cycle assessment; life cycle inventory; management of by-products.

<sup>1</sup>Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Aluno de Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP).

<sup>2</sup>Engenheira Agrícola e Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre em Engenharia Agrícola - Recursos Hídricos e Ambientais pela UFV. Doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG. Professora adjunta na Universidade Federal do Amazonas (UFAM).

<sup>3</sup>Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS). Mestre em Meio Ambiente, Águas e Saneamento pela Universidade Federal da Bahia (UFBA). Doutor em Tecnologias Ambientais pela UFMS. Pesquisador na Universidade de Malta, Ilhas Maltesas.

<sup>4</sup>Engenheira Ambiental pela Faculdade Educacional Araucária (FACEAR). Química Ambiental e Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Especialista em Gestão Ambiental pela FAE. Doutora em Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente pela Universidade Federal do Paraná (UFPR).

\*Endereço para correspondência: Universidade Federal do Amazonas, Instituto de Educação Agricultura e Ambiente. Rua 29 de agosto, 786. Humaitá- AM. CEP: 69800-000. e-mail: katiagutierrez@ufam.edu.br

## 1. INTRODUÇÃO

A escolha da tecnologia de tratamento de esgoto é uma decisão desafiadora, pois diversas variáveis podem interferir em seus custos e, principalmente, em sua sustentabilidade ambiental. A situação se agrava se considerarmos o crescimento populacional de forma muito concentrada nos centros urbanos, impondo padrões de lançamento cada vez mais rígidos para a manutenção da qualidade dos corpos hídricos receptores desses efluentes tratados. Nesse sentido, mudanças no setor de saneamento são necessárias, tanto em termos tecnológicos como comportamentais, para que ganhos sejam realmente incorporados aos processos de tratamento de esgoto, dada a ampliação da discussão no momento de tomada de decisão por parte dos gestores do serviço, guiadas por estudos e metodologias comprovadamente adequadas a esse setor (GUTIERREZ *et al.*, 2014). Além dessas questões, é fundamental a ampliação das fronteiras de discussão, englobando aspectos como a gestão dos subprodutos das estações de tratamento de esgoto (ETE), sobre a qual é necessária uma avaliação quanto ao desempenho ambiental das opções de gerenciamento disponíveis, de modo que se evidencie a importância de métodos quantitativos capazes de indicar as rotas menos ambientalmente impactantes.

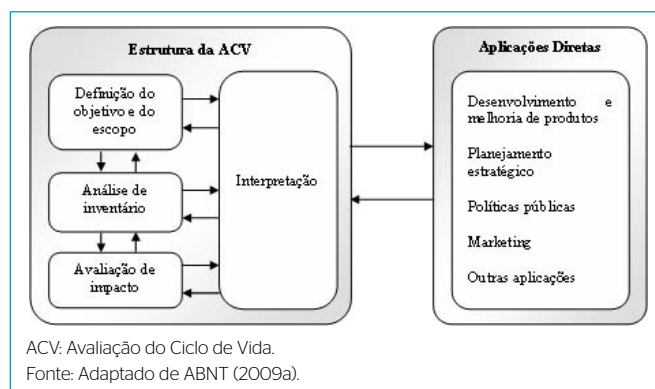
Diante dessa demanda por medir e comparar os impactos ambientais das atividades humanas relacionadas ao fornecimento de bens e serviços, destaca-se a ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (REBITZER *et al.*, 2004). A utilização da ACV em sistemas de esgotamento sanitário é bastante difundida em alguns países, como é o caso da Espanha, que tem utilizado extensivamente essa ferramenta com foco, principalmente, na comparação de diferentes cenários em relação à produção de água para reúso ou ainda na identificação de oportunidades para melhorar estágios específicos do tratamento de esgoto (HOSPIDO 2004; ORTIZ *et al.*, 2007; GALLEGO *et al.*, 2008; MUÑOZ *et al.*, 2009; RODRIGUEZ-GARCIA *et al.*, 2011; PASQUALINO *et al.*, 2011; NIERO *et al.*, 2014; RISCH *et al.*, 2015; PESQUEIRA *et al.*, 2020). Em todos os continentes, podem ser encontrados exemplos de países nos quais a metodologia da ACV já foi aplicada para avaliar o desempenho ambiental das tecnologias de tratamento de esgoto,

por exemplo, Cornejo *et al.* (2013), Laitinen *et al.* (2017) e Lutterbeck *et al.* (2017) na América Latina; Rahman *et al.* (2016) na América do Norte; Zhang *et al.* (2010), Wang *et al.* (2012) e Kalbar *et al.* (2013) na Ásia; Foley *et al.* (2010) na Oceania; e Friedrich *et al.* (2009) na África.

Contudo, vale ressaltar que o uso da ACV ainda é bastante limitado no Brasil, principalmente no tocante aos sistemas de tratamento de esgoto. Gutierrez (2014) destaca a importância da uniformização dos trabalhos por meio de um modelo metodológico para a construção dos Inventários de Ciclo de Vida (ICV) de ETE no Brasil, visando uma contribuição concreta para a construção de um banco de dados nacional, além de evidenciar a necessidade de se considerar dados regionais. Nesse sentido, é importante destacar que o Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICIT) vem juntando esforços para a construção do Banco Nacional de Inventários de Ciclo de Vida (SICV Brasil) e a elaboração de um Guia de Qualidade dos Dados (QualiData) com o objetivo de difundir o uso da técnica e estimular a criação de *softwares* nacionais.

Os princípios e marcos de referência da ACV estão descritos nas Normas Brasileira (NBR) ISO 14040:2009 – Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura e NBR ISO 14044:2009 – Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e orientações (ABNT, 2009a; 2009b). Segundo essas normas, a ACV é dividida em quatro fases, conforme apresentado na **Figura 1**.

A construção do ICV é a segunda fase de uma ACV, além de ser o seu alicerce. Trata-se da criação de um inventário de fluxos de matéria ou energia – que incluem entradas de eletricidade, calor, água e matéria-prima e saídas para o ar, a terra ou a água – em um sistema de produção ou processo.



**Figura 1** – Fases de uma Avaliação do Ciclo de Vida.

A elaboração do ICV envolve a coleta de dados relacionados à construção, à operação e ao fim de vida das ETE. Dada a abrangência dessa fase, em muitos casos, somente o desenvolvimento de estudos de ICV já são capazes de fornecer informações relevantes para a tomada de decisão em ETE, e os resultados podem ser usados como parte de um processo decisório muito mais abrangente. Por exemplo, estudos de ICV podem fornecer aos responsáveis pelo tratamento de efluentes uma melhor compreensão de todo o seu sistema, incluindo componentes a montante (cadeia de abastecimento) e a jusante (destinação de resíduos ou reaproveitamento de recursos), ajudar na identificação dos pontos fracos de desempenho e pontos críticos para melhoria e otimização dos processos e de informações sobre compensações e transferências de impactos dentro de cada processo, além de fornecer evidências sobre o desempenho dos sistemas (COROMINAS *et al.*, 2020).

Dessa forma, o ICV traz uma visão escalonada das emissões e oferece uma análise prévia dos potenciais impactos ambientais associados aos sistemas, oportunizando, de forma mais simplificada, a definição de possíveis rotas a serem simuladas para o gerenciamento das emissões e dos subprodutos (GUTIERREZ, 2014). É substancial a clareza e organização das informações técnicas relacionadas aos estudos de ICV, a fim de possibilitar aos atores do setor de saneamento e usuários da metodologia um acesso simplificado ao seu desenvolvimento. Diante da relevância dos ICV para uma melhor gestão das ETE, esta Nota Técnica (NT) tem o objetivo de elucidar os pontos-chave da elaboração de um estudo dessa natureza, além de mostrar exemplos de ICV de ETE nacionais, discutindo a importância dessa análise e suas formas de elaboração.

## 2. A ELABORAÇÃO DO INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA

O processo de elaboração do ICV começa com a definição do objetivo e escopo, que, além de conter informações básicas como o propósito da análise, deve contemplar também a definição dos aspectos metodológicos que nortearão as etapas seguintes. A NBR ISO 14044 sugere que medidas que assegurem o entendimento uniforme e consistente dos sistemas sejam adotadas, tais como o

desenho de fluxogramas gerais dos processos e a listagem de fluxos e de dados relevantes relacionados a cada etapa do ciclo de vida do produto ou serviço em estudo. Normalmente, a organização de dados é feita por meio de planilhas (ABNT 2009b). Além da utilização de fluxogramas gerais para a organização dos processos e quantificação das entradas e saídas, podem ser utilizados diagramas de Sankey, balanços de massa e fluxos de energia, representação matricial, entre outras técnicas que podem facilitar a visualização dos processos relacionados aos sistemas. A NBR ISO 14044 também é bastante incisiva ao discorrer que “todos os procedimentos de cálculo devem ser documentados de forma explícita e os pressupostos utilizados devem ser claramente declarados e justificados” (ABNT, 2009b, p. 13).

Muitas vezes, com o intuito de simplificar a análise para viabilizar sua realização, é possível construir ICV considerando apenas etapas específicas do ciclo de vida. A construção do ICV em ETE pode ser centrada apenas na etapa de operação, excluindo informações sobre as etapas de construção dos equipamentos, coleta e transporte do esgoto, descomissionamento da unidade etc., ou ainda considerar todo o ciclo de vida da ETE. Essa decisão deve ser tomada observando as complexidades de cada sistema específico, buscando identificar as fases mais relevantes para a determinação dos impactos ambientais e que contribuiriam de forma mais significativa para a tomada de decisão.

Um ICV da etapa de construção das ETE deve listar aspectos como materiais, energia, obras civis, mecânicas, elétricas, entre outras. Para isso, é sempre preferível o uso de desenhos e orçamento do projeto, ou até mesmo recibos e quantitativos de materiais *in loco*, porém, quando essas informações são escassas, é possível a adaptação de inventários de construção presentes na literatura, além da extrapolação de inventários existentes com base no número de habitantes e a utilização de *softwares* específicos (COROMINAS *et al.*, 2020).

Já para a etapa de operação, entre os dados que deverão ser levantados, será necessário quantificar parâmetros utilizados nas análises de rotina das ETE para as estimativas de emissões no efluente tratado, como por exemplo: diferentes formas de nitrogênio (NTK,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,

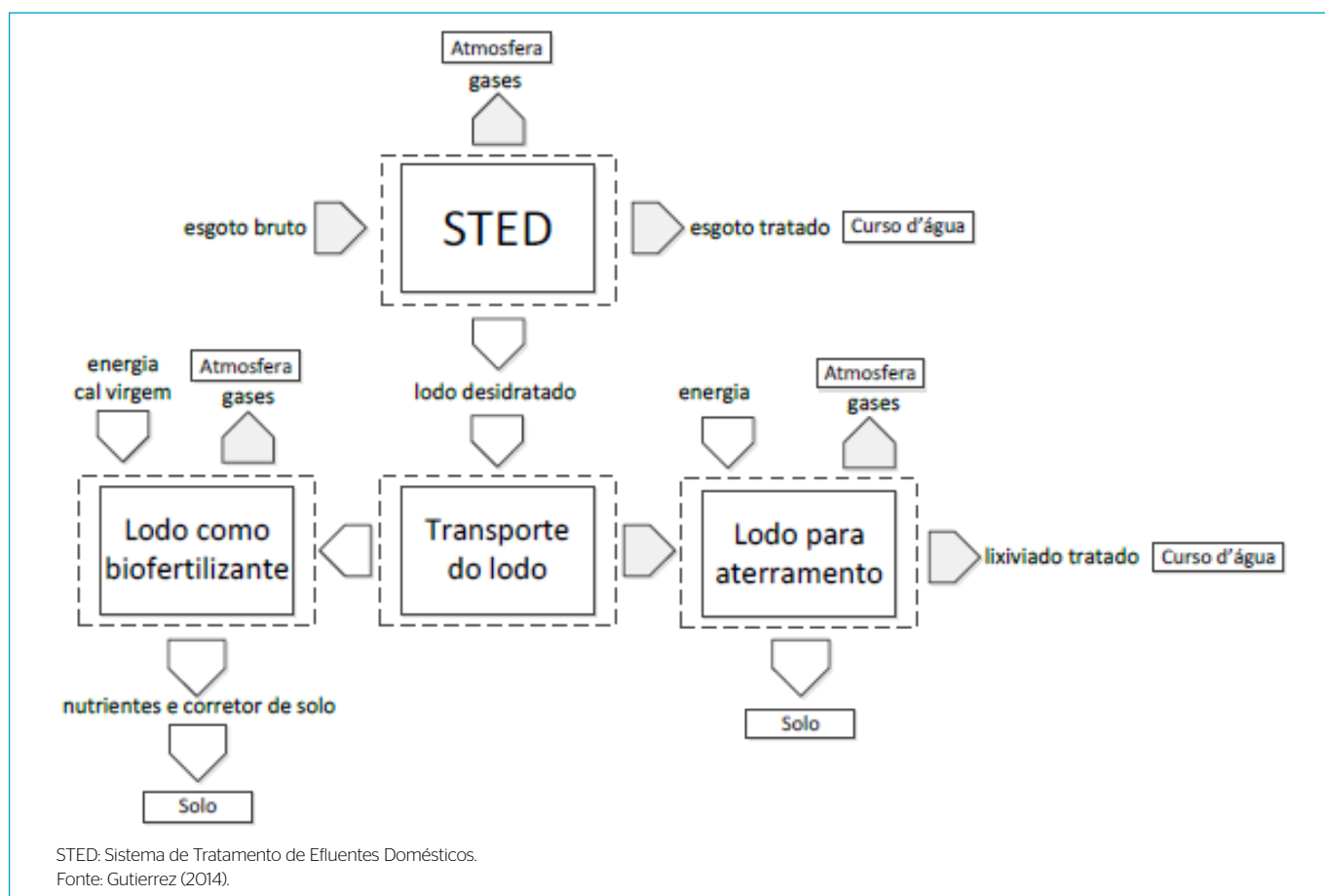
$\text{NO}_2^-$ ) e fósforo ( $\text{PO}_4^{3-}$ , PT), sólidos suspensos totais (SST) e matéria orgânica (demanda bioquímica de oxigênio – DBO – e demanda química de oxigênio – DQO). Além disso, deverão ser contabilizadas as emissões atmosféricas (como metano –  $\text{CH}_4$  –, dióxido de carbono –  $\text{CO}_2$  – e óxido nitroso –  $\text{N}_2\text{O}$ ), e o consumo de energia e produtos químicos. Dependendo do objetivo e escopo, e mais especificamente da tecnologia, os impactos de manutenção e fim de vida podem ser relevantes (COROMINAS *et al.*, 2020).

Além das etapas relacionadas à fase líquida, os ICV de ETE podem considerar também o gerenciamento de seus subprodutos, como o lodo e o biogás. O tratamento e a destinação desses subprodutos podem gerar impactos ambientais de diferentes naturezas, e por isso devem ser investigados. Nesse sentido, na **Figura 2**, é apresentado o esboço das principais entradas e saídas de sistemas de tratamento de efluente doméstico (STED), incluindo seus subprodutos.

É comum, ao longo de uma ACV, que cada etapa possa demandar ajustes adicionais durante o seu desenvolvimento

e que a qualidade dos dados seja melhorada de forma contínua. Por isso, é recomendado que o inventário seja inicialmente desenvolvido de forma simplificada, sendo incrementado conforme a disponibilidade de tempo e recursos, de forma que se permita o ajuste dos dados por meio de medições ou estimativas de maior precisão e das fronteiras do sistema. Isso faz com que a condução de uma análise de inventário se torne um processo iterativo. À medida que dados são coletados e se amplia o conhecimento sobre o sistema, novos requisitos ou limitações dos dados podem ser identificados, requerendo mudança nos procedimentos de coleta de dados.

Nesse sentido, é sempre importante relatar de forma clara cada procedimento adotado e, sempre que possível, considerar a análise de incerteza dos dados, além de reportar premissas adotadas e limitações da análise. A atenção à qualidade dos dados utilizados nos estudos garante resultados confiáveis, capazes inclusive de ampliar a discussão acerca dos parâmetros exigidos pela legislação ambiental.



**Figura 2** – Escopo dos sistemas de tratamento de esgoto doméstico.

Para tanto, é fundamental a interação dos diversos atores envolvidos no tratamento de esgoto, para que dados primários possam ser aplicados nos estudos e os resultados dessas análises possam, de fato, auxiliar os gestores e tomadores de decisão.

## 2.1 Modelos para a elaboração do Inventário de Ciclo de Vida

Diante da importância de os ICV considerarem o contexto regional do local de estudo e a urgência da construção destes para os sistemas de tratamento de esgoto no Brasil, torna-se necessária a definição de um modelo metodológico para a elaboração desses ICV, visando à uniformização dos trabalhos e à contribuição concreta para a construção de um banco de dados nacional. Neste item, são apresentadas algumas ações desenvolvidas por diversos autores e instituições com o propósito de fornecer modelos capazes de criar ICV relacionados ao tratamento de esgoto sanitário.

A criação de modelos para a geração de ICV, além de buscar facilitar a quantificação dos dados necessários, oferece uma padronização dos procedimentos de cálculo. Esses modelos permitem aos profissionais que estimem os ICV do tratamento de esgoto a partir de uma carga de poluição específica, geralmente expressa em termos de DQO, DBO, teor de nitrogênio, teor de fósforo etc.

Um exemplo é o modelo desenvolvido por Doka (2007), que é utilizado pelo banco de dados Ecoinvent sempre que é necessária a inclusão do serviço de uma ETE em um determinado conjunto de dados de inventário. No entanto, é relevante atentarmos para o fato de que as características do esgoto consideradas pelo autor se referem às condições de operação da Suíça e, inclusive, os sistemas de tratamento adotados, em sua maioria (68% das ETE), são reatores de lodos ativados convencionais seguidos de tratamento químico terciário. Logo, esse modelo apresenta diferenças relevantes com relação à realidade brasileira, o que pode comprometer sua representatividade e apresentar incertezas.

Outro exemplo é o WW LCI 1.0, modelo de inventário para ETE desenvolvido por Muñoz *et al.* (2017). Este leva em consideração os requisitos de infraestrutura, consumo

de energia e produtos químicos utilizados para o tratamento, bem como diferentes rotas de disposição do lodo. Esse modelo já é mais preciso no sentido de calcular ICV específicos para substâncias químicas presentes no esgoto, incluindo produtos de limpeza, detergentes, produtos de higiene pessoal etc., que acabam sendo destinados para as ETE ou, até mesmo, são lançados diretamente para o meio ambiente, quando não há sistemas de tratamento disponíveis (Muñoz *et al.*, 2017).

Uma limitação desse modelo é que ele considera apenas o tratamento de esgoto no nível de tratamento secundário (Muñoz *et al.*, 2017). Portanto, o modelo não reflete a forma como outros sistemas de tratamento são construídos e operados. Assim, Kalbar *et al.* (2017) aprimoraram o modelo desenvolvendo a versão WW LCI 2.0, que aborda as principais limitações dos modelos anteriores, representando, assim, um substancial passo à frente. Além disso, o modelo vem com um banco de dados abrangente de 56 países sobre os níveis de tratamento de águas residuárias e práticas de disposição do lodo (Kalbar *et al.*, 2017).

Mais recentemente, foi disponibilizada uma plataforma *online* no *site* do Ecoinvent em que o usuário necessita apenas informar a composição do esgoto e, com isso, a ferramenta permite a adaptação de informações para representar características regionais dos sistemas de tratamento. São necessários dados de caracterização do efluente, incluindo sua fonte (p. ex.: efluente da produção do aço, efluente doméstico), suas propriedades (p. ex.: DQO, temperatura), características regionais e o volume a ser tratado, além de especificar se o conjunto de dados a ser gerado deve refletir uma ETE específica ou uma média para a região selecionada. É importante notar que o modelo por trás da ferramenta é baseado nos processos de tratamento por lodos ativados, compreendendo um conjunto de equações que são usadas para quantificar uma série de saídas em função das características dos dados de entrada, das configurações operacionais, dos fatores de segurança, da cinética do processo e dos parâmetros estequiométricos (Corominas *et al.*, 2018).

Além desses modelos citados, existem outros que foram desenvolvidos nesse mesmo contexto, como o modelo Sewage LCI (Birkved; Dijkman, 2012), desenvolvido com foco no destino e transporte de micropoluentes em

sistemas de tratamento de efluentes, porém sem fornecer um inventário completo dos sistemas, desconsiderando os requisitos de energia, infraestrutura e produtos químicos consumidos nos processos.

## 2.2 Modelagem atribucional e consequencial

Na avaliação do ciclo de vida, dois princípios de modelagem de ICV são possíveis (REBITZER *et al.*, 2004):

- **Abordagem atribucional:** alocação de fluxos elementares e impactos ambientais potenciais a um sistema de produto específico, tipicamente como um balanço de dados médios do produto.
- **Abordagem consequencial:** estudo das consequências ambientais de possíveis (futuras) mudanças entre sistemas de produto alternativos.

Sendo assim, a modelagem consequencial não descreve o sistema atual, mas sim uma cadeia genérica hipotética, modelada a partir de mecanismos de mercado e potencialmente incluindo interações políticas e mudanças nos hábitos de consumo. A modelagem atribucional, por outro lado, tem uma visão do passado, de um sistema de produto estático.

Com a mudança de paradigma atual, as ETE estão se tornando multifuncionais com propósitos que vão além dos tradicionais relacionados simplesmente à qualidade do efluente tratado (remoção de DBO, SST etc.), incluindo aspectos como recuperação de recursos, gestão de energia, remoção de contaminantes emergentes, entre outros. Nesse sentido, a modelagem consequencial vem sendo desenvolvida desde o início dos anos 1990 na tentativa de solucionar a questão da alocação, mas ainda assim, por razões históricas e práticas, a maioria dos estudos de ACV de ETE publicados seguem a abordagem de modelagem atribucional (COROMINAS *et al.*, 2020).

## 3. OPERAÇÃO DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO E A GESTÃO DOS SUBPRODUTOS

Na **Tabela 1**, são apresentadas as principais etapas de tratamento de esgoto sanitário e a quantificação das entradas e saídas dos processos elementares, exemplificando e

quantificando a construção de inventário ambiental para diferentes tecnologias de tratamento. Observa-se a variação do volume de lodo gerado pelos diferentes sistemas de pós-tratamento de reatores UASB (do inglês, *upflow anaerobic sludge blanket*) e das eficiências de remoção de carga orgânica e nutrientes.

Um dos principais pontos de tomada de decisão em uma ETE diz respeito ao gerenciamento dos subprodutos do tratamento, sobretudo biogás e lodo. A geração do lodo, subproduto sólido do tratamento de esgoto, varia de acordo com a tecnologia de tratamento, intervalo de remoção, atividade microbiológica, entre outros. Por exemplo, os processos anaeróbios produzem menos lodo que os aeróbios. Por outro lado, o biogás é o subproduto gasoso da degradação anaeróbia da matéria orgânica. As taxas de geração dos vários tipos de sistemas também podem ser vistas na Tabela 1.

No Brasil, o lodo é geralmente encaminhado para aterros sanitários, destacando-se os elevados gastos no transporte, na compactação e na disposição do lodo, bem como os aspectos ambientais relacionados à degradação da matéria orgânica, a demanda por tratamento e lançamento do lixiviado, além do desperdício do potencial dos nutrientes e energético do lodo desidratado (AMARAL, 2018; GUTIERREZ *et al.*, 2019). Por esses motivos, países da União Europeia fortaleceram medidas restritivas em relação a esse tipo de destinação final para o lodo, priorizando o aproveitamento desse subproduto. Países como Portugal, Irlanda, Reino Unido, Espanha e Bulgária realizam a destinação agrícola, representando mais de 50% do destino final total (EUROSTAT, 2021).

O biogás, devido ao seu alto teor de  $\text{CH}_4$ , possui elevado poder calorífico, no entanto, na maioria dos casos, esse potencial é desperdiçado na queima em *flare*, processo cuja eficácia na destruição de  $\text{CH}_4$  está em torno de 50% (CHERUBINI *et al.*, 2009) e que tem como consequência a emissão direta de gases de efeito estufa para a atmosfera. O aproveitamento energético tem potencial para geração de eletricidade e calor, que podem ser utilizados em processos tanto externos quanto internos à ETE, como na secagem e higienização do lodo, por exemplo.

Dados os aspectos ambientais associados com as principais rotas de manejo de subprodutos, fica evidente que as escolhas sobre o gerenciamento e a destinação final destes são capazes de influenciar de maneira importante os impactos finais das ETE. O trabalho de Hospido *et al.* (2004) já havia identificado que o gerenciamento do lodo era um dos principais contribuidores para os impactos potenciais totais da ETE. O trabalho de Gutierrez (2014) avaliou os impactos potenciais de dois sistemas de tratamento descentralizados, focando a destinação dos subprodutos. Nos cenários em que o lodo era enviado para aterro sanitário e o biogás queimado em *flare*, os impactos provenientes do gerenciamento dos subprodutos representaram mais de 90% dos potenciais em categorias como

acidificação terrestre, depleção da camada de ozônio e toxicidade humana. Similarmente, Amaral *et al.* (2018) realizaram a ACV de um reator UASB e verificaram que os processos analisados de tratamento e destinação do lodo e queima de biogás em *flare* representavam 44% da contribuição para a categoria de mudanças climáticas, 36% para a categoria de depleção da camada de ozônio, 55% para a categoria de toxicidade humana e 86% para a categoria de acidificação terrestre.

Devido à representatividade do gerenciamento dos subprodutos nos impactos potenciais das ETE, a escolha por rotas voltadas para o aproveitamento desses subprodutos é capaz de reduzir significativamente as cargas ambientais associadas ao tratamento de esgoto.

**Tabela 1 – Inventário ambiental de diferentes tecnologias de tratamento de esgoto sanitário.**

Fase de tratamento		Poluente	Unidade	Lagoa facultativa	Anaeróbia + facultativa	Anaeróbia + facultativa + maturação	UASB + FBP	UASB + SAC	UASB + LAC	ETE Lapa UASB + FBP	
Tratamento preliminar <sup>a</sup>	Entradas	Afluente STED	t	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
	Saídas	Resíduo grade grossa	t	7,20 x 10 <sup>-6</sup>	7,20 x 10 <sup>-6</sup>	7,20 x 10 <sup>-6</sup>	7,20 x 10 <sup>-6</sup>	7,20 x 10 <sup>-6</sup>	7,20 x 10 <sup>-6</sup>	7,20 x 10 <sup>-6</sup>	2,90 x 10 <sup>-5</sup>
		Resíduo grade fina	t	3,04 x 10 <sup>-5</sup>	3,04 x 10 <sup>-5</sup>	3,04 x 10 <sup>-5</sup>	3,04 x 10 <sup>-5</sup>	3,04 x 10 <sup>-5</sup>	3,04 x 10 <sup>-5</sup>	3,04 x 10 <sup>-5</sup>	-
		Resíduo desarenador	t	3,20 x 10 <sup>-5</sup>	3,20 x 10 <sup>-5</sup>	3,20 x 10 <sup>-5</sup>	3,20 x 10 <sup>-5</sup>	3,20 x 10 <sup>-5</sup>	3,20 x 10 <sup>-5</sup>	3,20 x 10 <sup>-5</sup>	-
STED	Entradas	Afluente STED	t	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
	Saídas	Efluente STED <sup>b</sup>	t	9,99 x 10 <sup>1</sup>	9,98 x 10 <sup>1</sup>	9,98 x 10 <sup>1</sup>	9,94 x 10 <sup>1</sup>	9,97 x 10 <sup>1</sup>	9,95 x 10 <sup>1</sup>	9,98 x 10 <sup>1</sup>	9,98 x 10 <sup>1</sup>
		Biogás STED <sup>c</sup>	t	-	-	-	1,54 x 10 <sup>-4</sup>	1,54 x 10 <sup>-4</sup>	1,54 x 10 <sup>-4</sup>	1,40 x 10 <sup>-4</sup>	1,40 x 10 <sup>-4</sup>
		Lodo STED (úmido) <sup>d</sup>	t	1,16 x 10 <sup>-3</sup>	2,00 x 10 <sup>-3</sup>	2,00 x 10 <sup>-3</sup>	5,40 x 10 <sup>-3</sup>	2,70 x 10 <sup>-3</sup>	5,40 x 10 <sup>-3</sup>	0,17 x 10 <sup>-3</sup>	0,17 x 10 <sup>-3</sup>
		Fuga de CH <sub>4</sub> <sup>e</sup>	t	7,50 x 10 <sup>-6</sup>	7,74 x 10 <sup>-5</sup>	1,20 x 10 <sup>-5</sup>	2,61 x 10 <sup>-5</sup>	2,61 x 10 <sup>-5</sup>	2,61 x 10 <sup>-5</sup>	2,61 x 10 <sup>-5</sup>	0,015% <sup>f</sup>
		N <sub>2</sub> O (pós-tratamento) <sup>g</sup>	t	-	-	-	2,33 x 10 <sup>-7</sup>	2,92 x 10 <sup>-7</sup>	1,20 x 10 <sup>-8</sup>	0,005% <sup>f</sup>	0,005% <sup>f</sup>
		CH <sub>4</sub> (pós-tratamento) <sup>g</sup>	t	-	-	-	2,68 x 10 <sup>-6</sup>	2,91 x 10 <sup>-5</sup>	-	-	-
Energia <sup>h</sup>	kWh	-	-	-	-	-	3,11 x 10 <sup>1</sup>	0,38	0,38		
Leito de secagem	Entradas	Lodo STED (úmido)	t	1,16 x 10 <sup>-3</sup>	2,00 x 10 <sup>-3</sup>	2,00 x 10 <sup>-3</sup>	5,40 x 10 <sup>-3</sup>	2,70 x 10 <sup>-3</sup>	5,40 x 10 <sup>-3</sup>	-	
	Saídas	Lodo desidratado (65% de umidade)	t	7,88 x 10 <sup>-4</sup>	1,36 x 10 <sup>-3</sup>	1,36 x 10 <sup>-3</sup>	3,62 x 10 <sup>-3</sup>	1,83 x 10 <sup>-3</sup>	3,66 x 10 <sup>-3</sup>	1,70 x 10 <sup>-4</sup>	
Efluente final	Entradas	Efluente tratado pelo STED	t	9,99 x 10 <sup>1</sup>	9,98 x 10 <sup>1</sup>	9,98 x 10 <sup>1</sup>	9,94 x 10 <sup>1</sup>	9,97 x 10 <sup>1</sup>	9,95 x 10 <sup>1</sup>	9,98 x 10 <sup>1</sup>	
	Saídas	DBO	t	8,33 x 10 <sup>-5</sup>	6,00 x 10 <sup>-5</sup>	6,00 x 10 <sup>-5</sup>	3,33 x 10 <sup>-5</sup>	2,67 x 10 <sup>-5</sup>	2,67 x 10 <sup>-5</sup>	6,80 x 10 <sup>-5</sup>	
		DQO	t	2,67 x 10 <sup>-4</sup>	1,67 x 10 <sup>-4</sup>	1,67 x 10 <sup>-4</sup>	9,33 x 10 <sup>-5</sup>	8,00 x 10 <sup>-5</sup>	8,00 x 10 <sup>-5</sup>	1,70 x 10 <sup>-5</sup>	
		SST	t	9,00 x 10 <sup>-5</sup>	9,00 x 10 <sup>-5</sup>	9,00 x 10 <sup>-5</sup>	2,40 x 10 <sup>-5</sup>	2,40 x 10 <sup>-5</sup>	2,40 x 10 <sup>-5</sup>	1,90 x 10 <sup>-5</sup>	
		NT	t	2,93 x 10 <sup>-5</sup>	2,67 x 10 <sup>-5</sup>	2,67 x 10 <sup>-5</sup>	4,27 x 10 <sup>-5</sup>	2,13 x 10 <sup>-5</sup>	2,13 x 10 <sup>-5</sup>	-	
PT	t	4,33 x 10 <sup>-6</sup>	4,33 x 10 <sup>-6</sup>	4,33 x 10 <sup>-6</sup>	5,33 x 10 <sup>-6</sup>	2,67 x 10 <sup>-6</sup>	2,67 x 10 <sup>-6</sup>	-			

Legenda: t - tonelada, kWh - Kilowatt hora, UASB - Reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (do inglês, *upflow anaerobic sludge blanket*), FBP - Filtro biológico percolador, SAC - Sistema de alagados construídos (*wetland* construídos), STED - Sistema de tratamento de efluentes domésticos.

Notas: <sup>a</sup>Jordão (1995) e Tomiello (2008). <sup>b</sup>von Sperling (2014). <sup>c</sup>Lobato (2011). <sup>d</sup>von Sperling (2014). <sup>e</sup>Lagoas: IPCC (2006); UASB + pós: Lobato (2011). <sup>f</sup>Fuchs *et al.* (2011) para FBP e SAC; Ribeiro (2013) para LAC. <sup>g</sup>Fuchs *et al.* (2011). <sup>h</sup>von Sperling (2014). <sup>i</sup>Fator de emissão real medido na própria ETE.

O trabalho de Buonocore *et al.* (2016) demonstrou que técnicas sustentáveis de gerenciamento de lodo e biogás levaram a reduções de impactos potenciais da ETE superiores a 50% em categorias como eutrofização, formação de particulados e formação de oxidantes fotoquímicos. Nesse caso, o lodo é desidratado e gaseificado, e tanto esse gás quanto o biogás são convertidos em energia em um sistema de cogeração que é reutilizado dentro da estação. No trabalho de Noyola *et al.* (2016), o cenário em que o biogás é utilizado para geração de eletricidade diminuiu em 34% a emissão de CO<sub>2</sub> eq. (para um horizonte de 20 anos). Reduções similares e superiores também foram observadas em trabalhos realizados em ETE brasileiras, como demonstrado em Gutierrez (2014) e Amaral (2018).

#### 4. DESENVOLVIMENTO DO INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA

Para uma escolha embasada de tratamento e destinação final do lodo e biogás, é necessário conhecer a caracterização, a taxa de geração e as possibilidades de secagem e higienização, bem como ter informações sobre aspectos regionais e econômicos que podem viabilizar as diferentes rotas.

##### 4.1 Lodo

As características do lodo biológico dependem de tipo e nível de tratamento adotado. Na **Tabela 2**, são apresentadas características de lodos provenientes de diferentes tecnologias de higienização.

Uma alternativa para o lodo é realizar a sua combustão. O poder calorífico inferior do lodo biológico seco é de 2.497,84 kcal·kg<sup>-1</sup> (POSSETTI *et al.*, 2015). Um atributo a ser avaliado é a redução da massa de lodo a ser transportada após a higienização. Enquanto na higienização por cal se tem um aumento do volume de lodo a ser transportado em virtude da adição da cal (normalmente 50% da massa de lodo), a secagem térmica apresenta uma redução da massa de lodo de aproximadamente 79% (POSSETTI *et al.*, 2015; AMARAL *et al.*, 2018). As emissões referentes ao transporte, em ACV, podem ser reportadas em função da unidade t·km, que considera a quantidade transportada

(em toneladas) e a distância percorrida (em quilômetros). Em função disso, é importante a minimização da massa e da distância percorrida. Com relação à combustão do lodo, diminuiu em 90% a massa a ser transportada e disposta. Essa diminuição é importante ao se considerarem os impactos ambientais do transporte.

Os parâmetros de nitrogênio e fósforo são importantes para o cálculo de produtos evitados, em termos de ureia e superfosfato, quando se utiliza a destinação em uso agrícola (AMARAL *et al.*, 2018). Para a etapa de destino do lodo, existem modelos para se prever a aplicação agrícola. Um desses modelos é o apresentado por Nemecek e Schnetzer (2011), que se utiliza de modelos de AGRAMMON, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) e SALCA.

##### 4.2 Biogás

A composição do biogás gerado em reatores UASB depende da concentração de matéria-orgânica e vazão da ETE. O *software* PROBIO 1.0, desenvolvido a partir do modelo apresentado por Lobato (2011), é uma importante ferramenta para estimativa da produção de biogás e CH<sub>4</sub> e do potencial de geração de energia associado.

**Tabela 2** - Concentração de metais pesados e potencial agrônomo de lodo higienizado por diferentes tecnologias.

Parâmetros	Lodo biológico anaeróbico - pós-higienização por EAP <sup>a</sup>	Lodo biológico higienizado por secagem térmica <sup>b</sup>	Cinzas provenientes da combustão de lodo anaeróbico <sup>c</sup>
% de Sólidos Totais	19,95	83,96	-
Teor de P	3,6 g·kg <sup>-1</sup>	0,97 g·kg <sup>-1</sup>	20,57
Teor de N	10,2 g·kg <sup>-1</sup>	5,93 g·kg <sup>-1</sup>	34,72
Cd	0,09 mg·kg <sup>-1</sup>	0	0
Cu	68,96 mg·kg <sup>-1</sup>	110,2	204,45
Zn	513,98	160,4	310,90
Pb	23,50 mg·kg <sup>-1</sup>	14,1	0
Ni	17,68 mg·kg <sup>-1</sup>	34,8	104,60
Cr	28,15 mg·kg <sup>-1</sup>	0	46,65
Hg	1,93 mg·kg <sup>-1</sup>	0	0

Notas: <sup>a</sup>EAP - Estabilização alcalina prolongada. Os valores representam a média da concentração de 15 lotes no decorrer de três anos. Fonte: Bittencourt (2014). <sup>b</sup>Os valores representam os lotes retirados três vezes por dia no decorrer de um ano. Fonte: Possetti *et al.* (2015). <sup>c</sup>Simulação da combustão do lodo anaeróbico em mufla, no laboratório. Os valores representam a média de três análises realizadas. Fonte: Amaral (2018).



O destino do biogás mais aplicado nas ETE do Brasil é a queima em *flare* aberto. A queima do *flare* aberto apresenta eficiências de queima de 50% para CH<sub>4</sub> e H<sub>2</sub>S, enquanto o *flare* enclausurado apresenta eficiências de destruição de 99% para CH<sub>4</sub> e de 95% para H<sub>2</sub>S (KAMINSKI *et al*, 2018).

Na **Tabela 3**, são apresentadas as emissões de CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S e SO<sub>2</sub> provenientes de *flare* aberto e enclausurado e o potencial de energia, caso fosse utilizado o biogás para aproveitamento energético. Utilizou-se 1 m<sup>3</sup> de biogás para a comparação. Cabe salientar que não foram consideradas as emissões fugitivas dos motogeradores e o aproveitamento da energia térmica.

Com relação ao aproveitamento energético do biogás, este pode ser utilizado para a secagem e higienização do lodo gerado na própria ETE. Estudos realizados por Possetti *et al.* (2015) e Rietow *et al.* (2019) reportaram demandas energéticas do secador entre 1.195,18 e 1.597,75 kcal para cada kg de água removida de diferentes tipos de lodos.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dentro de um estudo de ACV, a etapa de elaboração do ICV se destaca como aquela que mais demanda tempo e recursos e é determinante para a boa qualidade da avaliação. Embora ainda existam muitos empecilhos para a realização de estudos completos de ACV, o que atrasa o avanço da utilização dessa ferramenta no Brasil, o ICV por si só já é capaz de fornecer muitas informações relevantes que auxiliam a tomada de decisão sobre o objeto de estudo.

Na etapa de elaboração do ICV, é fundamental a atenção e transparência nos aspectos metodológicos, seja durante a etapa de definição das fronteiras do estudo, seja durante a coleta de dados, seja durante a análise de incertezas. Em se tratando de ETE, foram desenvolvidos diversos modelos de ICV no cenário internacional, variando de acordo com o foco do modelo, a complexidade dos dados de entrada exigidos, a acessibilidade, entre outros.

**Tabela 3** – Inventário ambiental de emissões referente aos diferentes destinos do biogás gerado em reatores *upflow anaerobic sludge blanket*.

Parâmetro	Flare aberto	Flare enclausurado	Aproveitamento energético
CH <sub>4</sub>	0,249 kg	0,00498 kg	-
H <sub>2</sub> S	0,001 kg	0,0001 kg	-
SO <sub>2</sub>	0,002 kg	0,0038 kg	-
Potencial de energia elétrica	-	-	28,72 MJ*

Nota: \*Referente a 1 m<sup>3</sup> de biogás. De acordo com o modelo da Lobato (2011).

É necessário que a utilização desses modelos seja feita com parcimônia, dada a extrema importância das características regionais do local de estudo, que pode afetar, de maneira substancial, a percepção sobre a gravidade dos impactos ambientais e, conseqüentemente, a tomada de decisão.

Uma etapa fundamental a ser considerada na elaboração do inventário de uma ETE é a gestão dos subprodutos – como o lodo e biogás –, que é um dos principais pontos de tomada de decisão em uma ETE. A opção por rotas sustentáveis de gerenciamento do lodo e biogás pode representar uma redução de 50 a 90% do total de impactos de uma ETE. A fim de auxiliar na construção de ICV regionalizados e facilitar a tomada de decisão em ETE, foram apresentados inventários de operação de ETE, bem como de caracterização do lodo e biogás, como direcionamento para futuros trabalhos e análises.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio recebido do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG e do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis.

*Este trabalho faz parte da série de publicações do INCT ETEs Sustentáveis.*

## REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR ISO 14.040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura*. Rio de Janeiro, 2009a. 10 p.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR ISO 14.044: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações*. Rio de Janeiro, 2009b. 21 p.

- AMARAL, K. C.; AISSE, M. M.; POSETTI, G. R. C.; PRADO, M. R. Use of life cycle assessment to evaluate environmental impacts associated with the management of sludge and biogas. *Water Science and Technology*, v.77, n. 9, p. 2.292-2.300, 2018.
- AMARAL, K. G. C. *Avaliação da sustentabilidade no gerenciamento do lodo e biogás, em estação de tratamento de esgotos, utilizando a técnica de ACV*. 2018. 168 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.
- BITTENCOURT, S. *Gestão do processo de uso agrícola de lodo de esgoto no estado do Paraná: Aplicabilidade da Resolução CONAMA 375/06*. 2014. 190 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.
- BIRKVED, M.; DIJKMAN, T. J. Sewage LCI 1.0, an inventory model to estimate chemical specific emissions via sewage treatment systems. In: *6th SETAC World Congress, 2012, Berlin, Germany. Proceedings*. Berlin, Germany: SETAC, 2012. Disponível em: <http://berlin.setac.eu/>. Acesso em: 20 de outubro de 2020.
- BUONOCORE, E.; MELLINO, S.; DE ANGELIS, G.; LIU, G.; ULGIATI, S. Life cycle assessment indicators of urban wastewater and sewage sludge treatment. *Ecological indicators*, v. 94, p. 13-23, 2018.
- CHERUBINI, F.; BARGIGLI, S.; ULGIATI, S. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy*, v. 34, n. 12, p. 2.116-2.123, 2009.
- CORNEJO, P. K.; ZHANG, Q.; MIHELICIC, J. R. Quantifying benefits of resource recovery from sanitation provision in a developing world setting. *Journal of Environmental Management*, v. 131, p. 7-15, 2013.
- COROMINAS, L.; BYRNE, D. M.; GUEST, J. S.; HOSPIDO, A.; ROUX, P.; SHAW, A.; SHORT, M. D. The application of life cycle assessment (LCA) to wastewater treatment: A best practice guide and critical review. *Water Research*, v. 184, p. 116058, 2020.
- COROMINAS, L.; EKAMA, G.; COMEAU, Y.; VANROLLEGHEM, P. A.; LESAGE, P. Ecoinvent web-based tool for wastewater treatment inventories (WWinvent). 2018. Disponível em: <https://wastewater.apps.ecoinvent.org/>. Acesso em: 21 de outubro de 2020.
- DOKA, G. *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services*. Ecoinvent report n.13, Dübendorf, Switzerland: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007. 111 p.
- EUROSTAT. *Sewage sludge production and disposal*. Disponível em <[https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env\\_ww\\_spd&lang=en](https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_ww_spd&lang=en)>. Acesso em: 01 de fevereiro de 2021.
- FOLEY, J.; HAAS, D.; HARTLEY, K.; LANT, P. Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. *Water research*, v. 44, p. 1.654-1.666, 2010.
- FRIEDRICH, E.; PILLAY, S.; BUCKLEY, C. A. Carbon footprint analysis for increasing water supply and sanitation in South Africa: a case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 17, n. 1, 1-12, 2009.
- GALLEGO, A.; HOSPIDO, A.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 52, p. 931-940, 2008.
- GUTIERREZ, K. G.; FERNANDES, M. A. O.; CHERNICHARO, C. A. L. Modelling of a sanitary landfill for developing countries to improve the reliability of Life Cycle Assessment studies. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 2019.
- GUTIERREZ, K. G. *Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante avaliação de ciclo de vida*. 2014. 112 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.
- GUTIERREZ, K. G.; KIPERSTOK, A.; BARROS, C. M.; MENDES, L. G.; CHERNICHARO, C. A. L. ICV regionalizados e sua importância para o sucesso da metodologia ACV em sistemas de tratamento de esgoto. In: *IV Congresso Brasileiro Sobre Gestão Pelo Ciclo de Vida*, 2014, São Bernardo do Campo, Brasil. *Proceedings*. São Bernardo do Campo, Brasil: Associação Brasileira de Ciclo de Vida, 2014.
- HOSPIDO, A.; MOREIRA, T. M.; FERNANDEZ-COUTO, M.; FEIJOO, G. Environmental Performance of a Municipal Wastewater Treatment Plant. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v.9, p. 261-271, 2004.
- KALBAR, P. P.; MUÑOZ, I.; BIRKVED, M. WW LCI v2: A second-generation life cycle inventory model for chemicals discharged to wastewater systems. *Science of the Total Environment*, v. 622-623, p. 1.649-1.657, 2017.
- KALBAR, P. P.; KARMAKAR, S.; ASOLEKAR, S. R. Assessment of wastewater treatment technologies: life cycle approach. *Water and Environment Journal*, v. 27, p. 261-268, 2013.
- KAMINSKI, G. F.; WAGNER, L. G.; SILVA, F. O. M.; POSSETTI, G. R. C. Análise crítica acerca da aplicação de queimadores enclausurados em ETes para destruição de biogás. In: *3º Simpósio MAUI Brasil - Alemanha*, 2018, Curitiba, Brasil. *Proceedings*. Curitiba, Brasil: Universität Stuttgart, UFPR, SENAI e ABES-PR, 2018.
- LAITINEN, J.; MOLIIS, K.; SURAKKA, M. Resource efficient wastewater treatment in a developing area - Climate change impacts and economic feasibility. *Ecological Engineering*, v. 103, p. 217-225, 2017.

- LOBATO, L. C. S. Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico. 2011. 184 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- LUTTERBECK, C. A.; KIST, L. T.; LOPEZ, D. R.; ZERWES, F. V.; MACHADO, E. L. Life cycle assessment of integrated wastewater treatment systems with constructed wetlands in rural areas. *Journal of Cleaner Production*, v. 148, p. 527-536, 2017.
- MUÑOZ, I.; OTTE, N.; VAN HOOFF, G.; RIGARLSFORD, G. A model and tool to calculate life cycle inventories of chemicals discharged down the drain. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 22, p. 986-1004, 2017.
- MUÑOZ, I.; RODRÍGUEZ, A.; ROSAL, R.; FERNÁNDEZ-ALBA, A. R. Life Cycle Assessment of urban wastewater reuse with ozonation as tertiary treatment A focus on toxicity-related impacts. *Science of the Total Environment*, v. 407, p. 1.245-1.256, 2009.
- NEMECEK, T.; SCHNETZER, J. *Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems*. Zurich. Data v3.0, 2011. 360 p.
- NIERO, M.; PIZZOL, M.; BRUUN, H. G.; THOMSEN, M. Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. *Journal of Cleaner Production*, v. 68, p. 25-35, 2014.
- NOYOLA, A.; PAREDES, M. G.; MORGAN-SAGASTUME, J.M.; GUERECA, L. P. Reduction of greenhouse gas emissions from municipal wastewater treatment in Mexico based on technology selection. *Clean – Soil, Air, Water*, v. 44, n.9, p. 1.091-1.098, 2016.
- ORTIZ, M.; RALUY, R. G.; SERRA, L. Life cycle assessment of water treatment technologies: wastewater and water-reuse in a small town. *Desalination*, v. 204, p. 121-131, 2007.
- PASQUALINO, J. C.; MENESES, M.; CASTELLS, F. Life Cycle Assessment of Urban Wastewater Reclamation and Reuse Alternatives. *Journal of Industrial Ecology*, v. 15, p. 49-63, 2011.
- PESQUEIRA, J.F.J.R.; PEREIRA, M.F.R.; SILVA, A.M.T. Environmental impact assessment of advanced urban wastewater treatment technologies for the removal of priority substances and contaminants of emerging concern: A review. *Journal of Cleaner Production*, v. 261, p. 121078, 2020.
- POSSETTI, G. R. C.; RIETOW, J. C.; GERVASONI, R.; ALTHOFF, C. A.; CARNEIRO, C. Investigação experimental de um sistema piloto de secagem térmica de lodo movido a biogás. In: *28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 2015, Rio de Janeiro, Brasil. *Proceedings*. Rio de Janeiro, Brasil: ABES, 2015.
- RAHMAN, S. M.; ECKELMAN, M. J.; ONNIS-HAYDEN, A.; GU, A. Z. Life-Cycle Assessment of Advanced Nutrient Removal Technologies for Wastewater Treatment. *Environmental Science and Technology*, v. 50, n. 6, p. 3.020-3.030, 2016.
- REBITZER, G.; EKVALL, T.; FRISCHKNECHT, R.; HUNKELER, D.; NORRIS, G.; RYDBERG, T.; SCHMIDT, W. P.; SUH, S.; WEIDEMA, B. P.; PENNINGTON, D. W. Life cycle assessment - Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*, v. 30, p. 701-720, 2004.
- RIETOW, J. C.; AISSE, M. M.; POSSETTI, G. R.; NOYOLA, A. R. Desempenho de um secador térmico de lodo movido a biogás. In: *II Simpósio do Programa de Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente*, 2019, Curitiba, Brasil. *Proceedings*. Curitiba, Brasil: PPGERHA; UFPR, 2019.
- RISCH, E.; GUTIERREZ, O.; ROUX, P.; BOUTIN, C.; COROMINAS, L. Life cycle assessment of urban wastewater systems: Quantifying the relative contribution of sewer systems. *Water Research*, v. 77, p. 35-48, 2015.
- RODRIGUEZ-GARCIA, G.; MOLINOS-SENANTE, M.; HOSPIDO, A.; HERNÁNDEZ-SANCHO, F.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants. *Water Research*, v. 45, p. 5997-6010, 2011.
- WANG, X.; LIU, J.; REN, N. Q.; DUAN, Z. Environmental profile of typical anaerobic/anoxic/oxic wastewater treatment systems meeting increasingly stringent treatment standards from a life cycle perspective. *Bioresource Technology*, v. 126, p. 31-40, 2012.
- ZHANG, Q. H.; WANG, X. C.; XIONG, J. Q.; CHEN, R.; CAO, B. Application of life cycle assessment for an evaluation of wastewater treatment and reuse project – Case study of Xi' an, China. *Bioresource Technology*, v. 101, p. 1.421-1.425, 2010.