

Desempenho energético e pegada de carbono de um sistema de esgotamento sanitário centralizado no nordeste brasileiro

Energy performance and carbon footprint of a centralized sewage system in northeastern Brazil

Monique Cerqueira Araujo^{1*} , Diego Lima Medeiros² , Eduardo Cohim¹ 

RESUMO

O objetivo do trabalho foi avaliar a operação e manutenção de um sistema de esgotamento sanitário centralizado, composto de três subsistemas, que atende 367 mil habitantes no Nordeste do Brasil. A avaliação do ciclo de vida considerou um inventário amplo de operação e manutenção do sistema de esgotamento sanitário com as redes de coleta, estações de tratamento de esgoto, disposição do esgoto tratado no corpo hídrico e gestão do lodo. O arranjo tecnológico das estações de tratamento de esgoto avaliadas incluiu o reator do tipo *upflow anaerobic sludge blanket*, seguido de lagoa aerada e lagoa de polimento em um subsistema, e *upflow anaerobic sludge blanket* seguido de reator de lodo ativado por aeração prolongada em dois subsistemas. O desempenho energético utilizou o método de demanda de energia acumulada e a pegada de carbono empregou o método de potencial de aquecimento global de 100 anos do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas. O sistema de esgotamento sanitário avaliado demandou 5,12 MJ·m⁻³ e emitiu 4,08 kg CO₂eq·m⁻³. As maiores contribuições do sistema de esgotamento sanitário avaliado foram a eletricidade, com 62% da demanda energética, e as emissões diretas para o ar, com 94% da pegada de carbono, sendo as emissões dos reatores *upflow anaerobic sludge blanket* com 76% da pegada de carbono. A identificação dos aspectos e impactos ambientais do sistema de esgotamento sanitário avaliado apoia a inovação tecnológica e gerencial para otimizar o desempenho energético e mitigar as emissões de gases de efeito estufa.

Palavras-chave: ACV; saneamento; demanda energética; gás de efeito estufa; operação e manutenção.

ABSTRACT

This aim of this work was to evaluate the operation and maintenance of a centralized wastewater treatment system, composed of three subsystems, which serves 367 thousand inhabitants in northeastern Brazil. The life cycle assessment considered a comprehensive inventory of the wastewater treatment system operation and maintenance with the collection networks, wastewater treatment plants, disposal of the treated wastewater in the water body and sludge management. The technological arrangement of the evaluated wastewater treatment plants included the Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor, followed by aerated and polishing ponds in one subsystem, and Upflow Anaerobic Sludge Blanket followed by extended aeration activated sludge in two subsystems. The energy performance used the cumulative energy demand method and the carbon footprint used the global warming potential method for 100 years of the Intergovernmental Panel on Climate Change. The evaluated wastewater treatment system presented 5.12 MJ·m⁻³ and 4.08 kg CO₂eq·m⁻³. The largest contribution of the evaluated wastewater treatment system was the electricity use with 62% of the energy demand and direct emissions to the air with 94% of the carbon footprint, being direct emissions from Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactors with 76% of the carbon footprint. The identification of environmental aspects and impacts of the evaluated wastewater treatment system supports technological and management innovations to optimize its energy performance and mitigate greenhouse gases emission.

Keywords: LCA; sewage system; energy demand; greenhouse gas; operation and maintenance.

¹Universidade Estadual de Feira de Santana - Feira de Santana (BA), Brasil.

²Universidade Federal da Bahia - Salvador (BA), Brasil.

*Autor correspondente: engcivil.monique@hotmail.com

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Financiamento: CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) [88882.447874/2019-01].

Recebido: 06/09/2020 - **Aceito:** 09/04/2021 - **Reg. ABES:** 20200325

INTRODUÇÃO

A cobertura dos serviços de esgotamento sanitário tem aumentado nos países em desenvolvimento, porém ela enfrenta desafios econômicos, técnicos e políticos para a sua universalização e carece de sustentabilidade (GALLEGO-SCHMID *et al.*, 2019). A implementação de um sistema de esgotamento sanitário (SES) tem um caráter ambientalmente favorável por sua contribuição para a diminuição do lançamento de patógenos e poluentes nos corpos hídricos. No entanto, a construção, a operação e a manutenção do SES causam impactos ambientais (PAULO *et al.*, 2019). Nesse sentido, os indicadores de sustentabilidade são essenciais no processo decisório para a otimização do SES (PAULO *et al.*, 2019). Os indicadores ambientais são utilizados na gestão de um SES para identificar os processos de maior relevância, monitorar o desempenho e apoiar o desenvolvimento tecnológico e a tomada de decisão. A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma técnica robusta e abrangente para avaliar os aspectos e impactos ambientais de um sistema de produto.

A literatura consultada de ACV do SES apresenta uma variedade de objetivos e escopos, que devem ser analisados em detalhe para evitar comparações inadequadas. Por exemplo, alguns estudos de ACV consideraram todo o sistema de água e esgoto, desde a captação de água para o abastecimento até a disposição do esgoto tratado (AMORES *et al.*, 2013; LEMOS *et al.*, 2013; FRIEDRICH *et al.*, 2009), enquanto outros delimitaram a ACV no SES (GALLEGO-SCHMID *et al.*, 2019). Entre as pesquisas de ACV do SES, algumas consideraram a fase de construção (SINGH *et al.*, 2018; BUONOCORE *et al.*, 2018; STOKES *et al.*, 2010; AMORES *et al.*, 2013; FRIEDRICH *et al.*, 2009), enquanto outras excluíram a fase de construção dada a indisponibilidade de dados e contestaram a relevância dessa fase comparada à de operação (LIMPITAKPHONG *et al.*, 2016; MAKTABIFARD *et al.*, 2020). O SES é constituído de rede de coleta, estação de tratamento de esgoto (ETE), disposição do esgoto tratado e gestão do lodo. Corominas *et al.* (2013) revisaram 45 artigos de ACV de SES, dos quais 18 incluíram a rede de coleta na fronteira de estudo. A extensão da infraestrutura da rede de coleta influencia os impactos de sua construção e manutenção; assim, deve-se estimar esse impacto para identificar a sua relevância (RISCH *et al.*, 2015), especialmente em SES centralizados.

Os estudos de ACV de SES do Brasil somam poucos trabalhos. Gallego-Schmid *et al.* (2019) revisaram 43 artigos sobre esse tema com o foco nos países em desenvolvimento, dos quais apenas três se referiram a estudos brasileiros, e nenhum se referiu a um SES urbano. No entanto, Lopes *et al.* (2020), Alves (2016) e Gutierrez (2014) avaliaram SES de pequeno porte do Brasil. A pouca disponibilidade de dados de inventário limita a elaboração de estudos de ACV em SES de grande porte do Brasil para subsidiar a tomada de decisão. Ademais, o avanço das pesquisas sobre tratamento de esgoto em reatores anaeróbios é estratégico para o desenvolvimento sustentável do saneamento no Brasil.

O objetivo deste artigo foi avaliar o desempenho energético e a pegada de carbono das fases de operação e manutenção (O&M) do SES de uma cidade de grande porte no Nordeste brasileiro. As etapas do SES avaliado foram coleta e transporte, tratamento, disposição final do esgoto tratado e gestão do lodo.

METODOLOGIA

A avaliação da demanda energética e das emissões de gases de efeito estufa (GEE) do ciclo de vida do SES deste estudo, baseada na Norma Técnica Brasileira/Organização Internacional de Normalização (NBR ISO) 14040 (ABNT, 2009a) e NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b), considerou as seguintes partes da ACV: definição de objetivo e escopo, análise de inventário de ciclo de vida (ICV), avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) e interpretação.

Definição de objetivo e escopo

O objetivo deste estudo foi avaliar o desempenho energético e a pegada de carbono do SES centralizado de um município do Nordeste brasileiro, referente às fases de O&M das etapas de coleta, tratamento, disposição de esgoto tratado e gestão do lodo (Figura 1). A unidade funcional do sistema de produto¹ avaliado foi 1 m³ de esgoto doméstico coletado e tratado em 2017. As etapas de captação, tratamento e distribuição da água potável foram objeto de estudo de Guanais *et al.* (2017) e desconsideradas neste trabalho.

O SES centralizado de Feira de Santana (SES-FSA), estado da Bahia, Brasil, atendeu 62% da população urbana, em 2017, com três subsistemas (Subaé, Jacuípe I e Jacuípe II), o que correspondeu a 367 mil habitantes. Os subsistemas do SES-FSA são constituídos de rede de coleta e transporte, composta de condutos coletores e estações elevatórias de esgoto (EEE) e ETE. Uma parte da vazão de esgoto coletado dos domicílios pela rede coletora da Jacuípe I é exportada para a rede coletora da Jacuípe II, aproximadamente 100 L.s⁻¹. O esgoto coletado passa por tratamento preliminar (gradeamento e caixa de areia), tratamento primário no reator *upflow anaerobic sludge blanket* (UASB) e tratamento secundário com lagoas aeradas e lagoas de polimento (LA + LP) na ETE Subaé e lodo ativado por aeração prolongada (LAP) nas ETE Jacuípe I e Jacuípe II. O SES-FSA não utiliza produto químico no tratamento do esgoto.

Os coprodutos da etapa de tratamento do SES são gerenciados da seguinte forma: o lodo de esgoto das três ETE é enviado para a fazenda de lodo na ETE Jacuípe II; o biogás do tratamento anaeróbio é liberado para a atmosfera, exceto na ETE Jacuípe II, onde é direcionado para a queima em *flare*; e o esgoto tratado é conduzido por emissários até o corpo hídrico mais próximo para a disposição final. A Tabela 1 apresenta um resumo das características do SES-FSA.

A vazão afluente de cada ETE (Tabela 1) foi estimada com base na Equação 1.

$$Q_{\text{água_residual}} := Q_{\text{água}} \times \left(\frac{Lig_{\text{esgoto}}}{Eco_{\text{micro}} \times Eco_{\text{água}}} \right) \times 0,8 \quad (1)$$

Em que:

$Q_{\text{água_residual}}$ = representa a vazão afluente da ETE (m³.ano⁻¹);

$Q_{\text{água}}$ = representa a vazão micromedida de água dos domicílios do SES-FSA (m³.ano⁻¹); Eco_{esgoto} = representa a quantidade de domicílios ligados à rede de coleta (adimensional); Eco_{micro} = representa a parcela de domicílios micromedidos ligados ao sistema de abastecimento de água (%);

¹O sistema de produto é um "conjunto de unidades de processo, conectadas material e energeticamente, que realiza uma ou mais funções definidas" de acordo com a NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a).

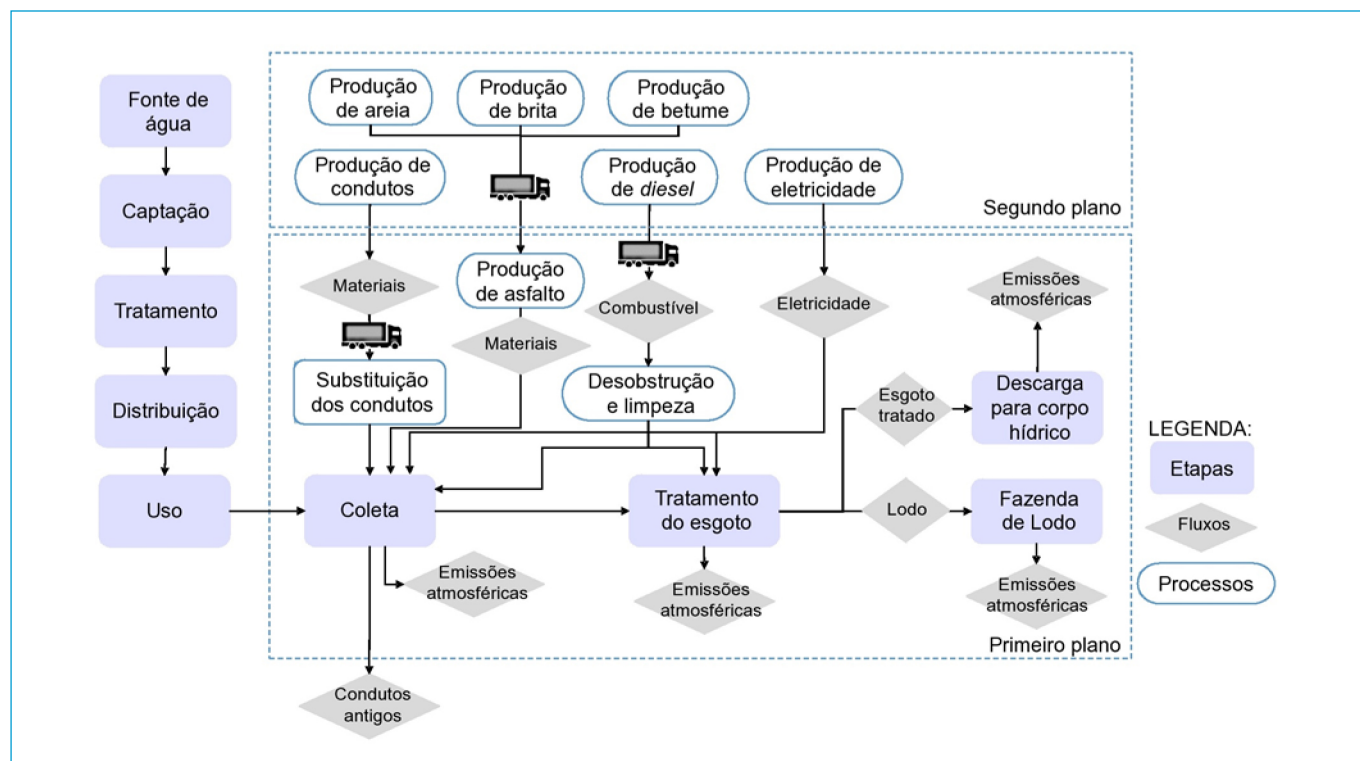


Figura 1 - Sistema de produto do serviço de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana (BA).

Tabela 1 - Resumo das características técnicas do sistema de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana em 2017.

Parâmetro	Unidade	Grandeza		
Sistema		SES-FSA*		
Vazão micromedida de água ($Q_{\text{água}}$)	m^3d^{-1}	50.923		
Parcela de domicílios micromedidos ($\text{Eco}_{\text{micro}}$)	(%)	98,6		
Quantidade de domicílios abastecidos ($\text{Eco}_{\text{água}}$)	adimensional	215.347		
Vazão de esgoto coletado	m^3d^{-1}	44.256		
Subsistema		SES Subaé	SES Jacuípe I	SES Jacuípe II
Rede de coleta**				
Quantidade de economia ($\text{Eco}_{\text{esgoto}}$)	adimensional	27.694	42.966	28.644
Quantidade de EEE ^a	adimensional	11	6	9
Extensão da rede de coleta	m	165.761	155.181	103.454
Tratamento do esgoto***				
Vazão de esgoto coletado ^b ($Q_{\text{água, residual}}$)	m^3d^{-1}	5.599	8.687	5.791
Capacidade máxima de tratamento	m^3d^{-1}	19.250	16.070	31.140
DQO na entrada	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	507	810	694
DQO na saída	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	150	117	149
DBO na entrada	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	232	385	283
DBO na saída	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	39	24	26
Arranjo tecnológico		UASB, LA e LP	UASB e LAP	UASB e LAP
Eficiência da remoção de DQO na ETE	(%)	70	86	79
Eficiência da remoção de DQO no UASB	(%)	65	65	65
Quantidade de lodo produzida na ETE (base seca)	tano^{-1}	561	871	580

SES: sistema de esgotamento sanitário; FSA: Feira de Santana; EEE: estações elevatórias de esgoto; DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; UASB: *upflow anaerobic sludge blanket*; LA: lagoas aeradas; LP: lagoas de polimento; LAP: lodo ativado por aeração prolongada; ETE: estação de tratamento de esgoto. ^aMais detalhes no Apêndice 2; ^bCalculado pela Equação 1 com a conversão da unidade. Fonte: *EMBASA (2018a); **PMSB (2017); ***EMBASA (2018b).

$Eco_{\text{água}}$ = representa a quantidade de domicílios ligados ao sistema de abastecimento de água (adimensional); e 0,8 é o coeficiente de retorno de água de abastecimento convertida em água residual.

Inventário do ciclo de vida

O inventário de primeiro plano² da O&M do SES-FSA incluiu dados primários e secundários (Tabela 2). Os dados primários de insumos, transporte e resíduos foram disponibilizados pela operadora do SES-FSA com base em observações e medições de campo. Os dados secundários de emissões diretas de metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) foram obtidos por meio de equações do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas — Buendia *et al.* (2019a, 2019b), enquanto aquele de dióxido de carbono fóssil (CO_2 fóssil) foi obtido com a estimativa de Law *et al.* (2013). A fase de construção do SES-FSA foi desconsiderada em razão da indisponibilidade de dados.

A O&M do SES-FSA considerou o uso de eletricidade nas EEE e ETE, assim como o uso de *diesel* em maquinários de substituição dos condutos,

equipamentos de desobstrução e limpeza e veículos de transporte de funcionários. Os equipamentos e veículos demandaram 53.690 L de *diesel* em 2017, que foram alocados em 85% para a etapa de coleta do SES-FSA e em 15% para a etapa de tratamento. Os principais equipamentos de limpeza e desobstrução foram jatinhos e hidrojetos (*high-velocity*), enquanto os veículos foram caminhões *roots* e caminhões combinados.

As obras de manutenção do SES-FSA para a substituição dos condutos incluíram seis atividades: demolição do pavimento; escavação da vala; extração do conduto antigo; colocação do novo conduto sobre o novo leito em areia; aterro da vala; e pavimentação da superfície. A obra de manutenção do SES-FSA demandou materiais (areia, asfalto e tubos), *diesel* e transporte dos insumos para o local de substituição da rede de coleta. Foi assumida uma taxa de substituição dos condutos de 3% ao ano. O diâmetro dos condutos de policloreto de vinila (PVC) é de 150 mm, 200 mm e 300 mm, e cada um deles corresponde a 90, 5 e 5% da extensão total da rede de coleta, respectivamente. A largura do pavimento removido para a abertura da vala correspondeu à largura

Tabela 2 – Inventário de primeiro plano de 1 m³ de esgoto coletado e tratado por subsistema do serviço de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana.

Parâmetro	Unidade	SES Subaé	SES Jacuípe I	SES Jacuípe II
<i>Coleta do esgoto</i>				
<i>Diesel</i> queimado (máquinas na substituição dos condutos) ^a	L	$1,9 \times 10^{-2}$	$1,1 \times 10^{-2}$	$1,1 \times 10^{-2}$
Condutos de PVC	kg	$8,0 \times 10^{-3}$	$4,8 \times 10^{-3}$	$4,8 \times 10^{-3}$
Transporte dos condutos ^b	kg·km	$1,6 \times 10^0$	$9,7 \times 10^{-1}$	$9,7 \times 10^{-1}$
Areia (leito dos condutos)	kg	$5,4 \times 10^{-1}$	$3,3 \times 10^{-1}$	$3,3 \times 10^{-1}$
<i>Asfalto</i>				
Areia	kg	$3,5 \times 10^2$	$4,4 \times 10^3$	$4,4 \times 10^3$
Brita	kg	$1,0 \times 10^1$	$6,2 \times 10^2$	$6,2 \times 10^2$
Betume	kg	$7,2 \times 10^3$	$2,1 \times 10^2$	$2,1 \times 10^2$
<i>Diesel</i> queimado ^a (processamento do asfalto)	MJ	$4,3 \times 10^2$	$2,6 \times 10^2$	$2,6 \times 10^2$
Eletricidade (EEE)	kWh	$2,7 \times 10^1$	$8,7 \times 10^2$	$7,5 \times 10^2$
<i>Diesel</i> queimado ^a (equipamentos e veículos) ^c	L	$6,2 \times 10^3$	$6,2 \times 10^3$	$6,2 \times 10^3$
Metano para o ar	kg	$1,4 \times 10^2$	$7,3 \times 10^3$	$5,2 \times 10^3$
<i>Tratamento do esgoto</i>				
Eletricidade (ETE)	kWh	$2,0 \times 10^1$	$4,2 \times 10^1$	$4,7 \times 10^1$
<i>Diesel</i> queimado ^a (equipamentos e veículos) ^c	L	$1,1 \times 10^3$	$1,1 \times 10^3$	$1,1 \times 10^3$
Metano para o ar (UASB)	kg	$9,5 \times 10^2$	$1,1 \times 10^1$	$1,3 \times 10^1$
Metano para o ar (LAP)	kg	–	$1,7 \times 10^3$	$4,4 \times 10^3$
Metano para o ar (LA e LP)	kg	$9,6 \times 10^3$	–	–
Óxido nitroso para o ar (LAP)	kg	–	$8,0 \times 10^{-4}$	$2,4 \times 10^{-3}$
Óxido nitroso para o ar (fazenda de lodo)	kg	$1,5 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-4}$
Dióxido de carbono fóssil para o ar	kg	$5,3 \times 10^3$	$6,3 \times 10^3$	$1,6 \times 10^2$
Transporte do lodo ^d	kg·km	$6,4 \times 10^0$	–	–
<i>Disposição do esgoto tratado</i>				
Metano para o ar (após a disposição no rio)	kg	$2,4 \times 10^{-4}$	$2,8 \times 10^{-4}$	$7,3 \times 10^{-4}$
Óxido nitroso para o ar (após a disposição no rio)	kg	$1,5 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-4}$

SES: sistema de esgotamento sanitário; PVC: policloreto de vinila; EEE: estações elevatórias de esgoto; ETE: estação de tratamento de esgoto; UASB: *upflow anaerobic sludge blanket*; LAP: lodo ativado por aeração prolongada; LA: lagoas aeradas; LP: lagoas de polimento. ^a*Diesel* com densidade de 0,853 kg·L⁻¹ e poder calorífico de 45,5 MJ·kg⁻¹; ^bdistância percorrida considerada de 200 km; ^ccombustível utilizado nos equipamentos de limpeza e veículos de transporte de operadores; ^ddistância percorrida considerada de 14 km.

²O inventário de primeiro plano considerou as etapas e processos do SES avaliado (Figura 1), enquanto o inventário de segundo plano considerou os processos da base de dados (Tabela 4) conforme descrito por IBICT (2014).

da vala mais 0,15 m de cada lado, e sua espessura foi 0,025 m. A profundidade média da vala foi estimada em 1,75 m, enquanto as larguras foram estimadas em 0,65 m, 0,70 m e 0,80 m para diâmetros de conduto de 150 mm, 200 mm e 300 mm, respectivamente. O leito de areia localizado dentro da vala, onde foi colocado o conduto, tem uma altura que resulta da soma de 0,10 m mais a metade do diâmetro do conduto (Apêndice 1). O solo escavado da vala foi aplicado acima do conduto no aterro da vala. O pavimento considerado neste estudo foi o concreto betuminoso usinado a quente, constituído de areia, brita e betume nas proporções de 120 kg, 1.700 kg e 580 kg, respectivamente, para cada m³ de asfalto, acrescido de 18,5 L de *diesel* do processamento do asfalto.

A degradação da matéria orgânica produz gases nas linhas de recalque (FOLEY *et al.*, 2009), ETE (LOBATO *et al.*, 2012), corpo hídrico receptor dos esgotos tratados (STANLEY *et al.*, 2016) e solo receptor do lodo (ROCHETTE *et al.*, 2018). O tempo de detenção do esgoto em condutos forçados tem uma relação linear com a produção de CH₄ dissolvido em virtude da formação de um biofilme metanogênico na superfície interna do conduto (GUISASOLA *et al.*, 2008). O tempo de detenção do esgoto, por sua vez, está relacionado à velocidade de escoamento e ao comprimento da linha de recalque (Equação 2). A concentração de CH₄ formado nas linhas de recalque foi estimada conforme Foley *et al.*, (2009) (Equação 3).

$$TDH := \frac{L}{(Q/A_t)} \times 24 \quad (2)$$

$$C_{CH_4} := 5,24 \times 10^{-5} \times \left(\frac{A_{bio}}{V} \times TDH \right) + 0,0015 \quad (3)$$

Em que:

TDH = representa o tempo de detenção hidráulica (h);

L = representa o comprimento da linha de recalque (m);

Q = representa a vazão diária (m³·d⁻¹);

A_t = representa a área transversal do conduto (m²);

C_{CH₄} = representa a concentração de CH₄ nos esgotos (kg·m⁻³);

A_{bio} = representa a área de biofilme das paredes internas do conduto (m²);

e V = representa o volume do conduto (m³).

A Apêndice 2 apresenta os dados utilizados na Equação 2 e na Equação 3 para as linhas de recalque.

As emissões diretas de CO₂, CH₄ e N₂O nas ETE dependem da característica da matéria orgânica do esgoto e do método de tratamento. A maior parcela do carbono orgânico total (COT) emitido do processo biológico da ETE é de origem biogênica renovável. No entanto, uma parcela de 1,4 a 2,0% do COT é emitida como CO₂ e CH₄ de origem fóssil, decorrente da utilização de cosméticos, detergentes, surfactantes, produtos farmacêuticos e aditivos de comida (LAW *et al.*, 2013). Neste estudo, consideraram-se 2,0% do COT degradado em CO₂ fóssil com fator de produção máxima de 1,37 kg CO₂·(kg DQO)⁻¹, com base no cálculo teórico da oxidação da matéria orgânica. As emissões de CH₄ foram consideradas de origem biogênica neste trabalho, uma vez que o carbono fóssil tem baixa degradabilidade em reatores anaeróbios (LAW *et al.*, 2013). As emissões de CH₄ dos reatores UASB das três ETE avaliadas, lagoas (LA e LP) da ETE Subaé, reatores LAP das ETE Jacuípe I e Jacuípe II e esgoto tratado disposto no rio foram estimadas por meio da Equação 4 e da Equação 5 do Buendia *et al.* (2019a).

$$CH_{4\text{emissão } j} := \sum_{j=1}^n ((TOW_j - S_j) \times FE_{CH_4 j} - R_j) \quad (4)$$

$$FE_{CH_4 j} := B_o \times MCF_j \quad (5)$$

Em que:

CH₄emissão_j = representa a emissão de CH₄ do método de tratamento j (kg·ano);

TOW_j = representa a demanda química de oxigênio (DQO) afluente (kg DQO·ano⁻¹);

S_j = representa a DQO removida na forma de lodo de esgoto (kg DQO·ano⁻¹);

FE_{CH₄ j} = representa o fator de emissão de CH₄ do método de tratamento j (kg CH₄·(kg DQO)⁻¹);

R_j = representa a quantidade de CH₄ recuperado ou queimado no *flare* (kg CH₄·ano⁻¹);

B_o = representa a capacidade de produção de CH₄ do método de tratamento j (kg CH₄·(kg DQO)⁻¹); e

MCF_j = representa o fator de correção de metano (adimensional).

Os parâmetros de TOW_j foram estimados com base na DQO remanescente por processo das ETE (Tabela 1). O TOW_j da UASB, LA, LP e LAP foi estimado com o valor da DQO de entrada em cada processo, enquanto o TOW_j das emissões do rio foi estimado com o valor da DQO de saída da ETE. A Tabela 3 apresenta os demais parâmetros utilizados nas estimativas de metano. Neste estudo, apenas a ETE Jacuípe II apresentou um sistema de captação de biogás e queima em *flare* aberto com eficiência de 55% de transformação do metano em dióxido de carbono (BRASIL *et al.*, 2015), considerado no parâmetro de R_j. As ETE Subaé e Jacuípe I emitiram todo o CH₄ produzido para o ar.

As emissões de N₂O dos reatores LAP das ETE Jacuípe I e Jacuípe II, esgoto tratado disposto no rio e fazenda de lodo foram estimadas por meio da Equação 6 do Buendia *et al.* (2019a), apresentada de forma resumida.

Tabela 3 - Parâmetros das estimativas de emissão de metano e óxido nítrico.

Parâmetro	Grandeza	Unidade	Fonte
Esgoto bruto			
MCF _{LA}	2,0 × 10 ⁻¹	adimensional	Buendia <i>et al.</i> (2019a)
MCF _{LAP}	3,0 × 10 ⁻²	adimensional	Buendia <i>et al.</i> (2019a)
MCF _{UASB}	8,0 × 10 ⁻¹	adimensional	Buendia <i>et al.</i> (2019a)
B _o	2,5 × 10 ⁻¹	kg CH ₄ ·(kg DQO) ⁻¹	Buendia <i>et al.</i> (2019a)
NT _{afiuente}	4,0 × 10 ⁻¹	mg N·L ⁻¹	Jordão <i>et al.</i> (2011)
FE _{N₂O LAP}	1,6 × 10 ⁻²	kg N ₂ O·N·(kg N) ⁻¹	Buendia <i>et al.</i> (2019a)
Esgoto tratado			
NT _{efluente}	3,0 × 10 ⁻¹	mg N·L ⁻¹	Jordão <i>et al.</i> (2011)
FE _{N₂O rio}	5,0 × 10 ⁻³	kg N ₂ O·N·(kg N) ⁻¹	Buendia <i>et al.</i> (2019a)
MCF _{rio}	3,5 × 10 ⁻²	adimensional	Buendia <i>et al.</i> (2019a)
Fazenda de lodo de esgoto			
NT ^a	3,5 × 10 ⁰	(%)	Santos <i>et al.</i> (2017)
FE _{Lodo}	1,0 × 10 ⁻²	kg N ₂ O·N·(kg N) ⁻¹	Buendia <i>et al.</i> (2019b)
S _j	1,38 × 10 ⁻¹	(%)	Lobato <i>et al.</i> (2012)

^aPercentual da massa de lodo em base seca.

$$N_2O_{\text{emissão } j} := \sum_{j=1}^n \left(NT_j \times FE_{N_2O_j} \times \frac{44}{28} \right) \quad (6)$$

Em que:

$N_2O_{\text{emissão } j}$ = representa a emissão de N_2O do método de tratamento j ($\text{kg } N_2O \cdot m^{-3}$);

NT_j = representa o nitrogênio total do esgoto afluente ($\text{kg } N \cdot m^{-3}$);

$FE_{N_2O_j}$ = representa o fator de emissão de N_2O do método de tratamento j ($\text{kg } N_2O-N \cdot (\text{kg } N)^{-1}$); e

$44/28$ = é o fator de conversão de $\text{kg } N_2O-N$ para $\text{kg } N_2O$.

As emissões de N_2O dos reatores UASB e lagoas (LA e LP) foram desprezíveis (BUENDIA *et al.*, 2019a). A Tabela 3 apresenta os parâmetros utilizados nas estimativas de óxido nitroso.

O inventário de segundo plano da O&M do SES-FSA utilizou os processos da base de dados ecoinvent[™] na versão 3.5. As informações de ICV dos insumos, transporte e emissões da O&M do SES-FSA foram resumidas na Tabela 4.

Avaliação de impacto do ciclo de vida e interpretação

Foi utilizado o *software* SimaPro[®] versão 9.0 para se obter a demanda energética e a pegada de carbono dos processos de inventário de segundo plano do SES-FSA. As categorias avaliadas neste estudo foram: a demanda energética, com o método demanda de energia acumulada (DEA, em inglês *cumulative energy demand*) versão 1.11 (FRISCHKNECHT *et al.*, 2007), em Joule (J); e a pegada de carbono, com o método de potencial de aquecimento global (PAG) de 100 anos (em inglês *global warming potential*) versão 1.03 (IPCC,

Tabela 4 - Resumo das informações de inventário de ciclo de vida do sistema de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana.

Etapa	Descrição	Fonte	Inventário do ecoinvent ^a	GSD ^{2c}
Coleta do esgoto				
Substituição da rede de coleta	Máquinas da substituição dos condutos	Tabela de composição de custo unitários da SEINFRA (2019)	<i>Diesel, burned in building machine {GLO}</i> ^b	1,56
	Demanda de material e energia da fabricação dos condutos de PVC	TIGRE (2020)	<i>Polyvinylchloride, suspension polymerised {RoW}</i>	1,09
			<i>Extrusion, plastic pipes {GLO}</i> ^b	1,09
	Distância percorrida do transporte dos condutos	Comunicação pessoal	<i>Transport, freight, lorry >32 metric ton, euro4 {RoW}</i>	2,05
	Areia do leito dos condutos	SEINFRA (2019)	<i>Sand {GLO}</i> ^b	1,53
	Pavimento asfáltico	DNIT (2006)	<i>Pitch {RoW}</i> ^b	1,53
			<i>Sand {GLO}</i> ^b	1,53
			<i>Gravel, crushed {RoW}</i> ^b	1,53
			<i>Diesel, burned in building machine {GLO}</i> ^b	1,53
Bombeamento na EEE	Eletricidade utilizada	EMBASA (2018c)	<i>Electricity, medium voltage {BR}</i> ^b	1,07
Equipamentos de limpeza e transporte de operadores	<i>Diesel</i> utilizado	EMBASA (2018c)	<i>Diesel, burned in building machine {GLO}</i> ^b	1,50
Emissões diretas no biofilme dos condutos	CH ₄	Foley, Yuan e Lant (2009)	<i>Methane, biogenic</i>	1,17
Tratamento do esgoto				
Bombeamento na ETE	Eletricidade utilizada	EMBASA (2018c)	<i>Electricity, medium voltage {BR}</i> ^b	1,07
Equipamentos de limpeza e transporte de operadores	<i>Diesel</i> utilizado	EMBASA (2018c)	<i>Diesel, burned in building machine {GLO}</i> ^b	1,50
Emissões diretas no tratamento	CH ₄ , N ₂ O e CO ₂	Buendia <i>et al.</i> (2019a)	<i>Methane, biogenic</i>	1,40
			<i>Dinitrogen monoxide</i>	1,40
		Law <i>et al.</i> (2013)	<i>Carbon dioxide, fossil</i>	1,40
Emissões diretas na fazenda de lodo	N ₂ O	Buendia <i>et al.</i> (2019b)	<i>Dinitrogen monoxide</i>	1,40
Transporte do lodo	Distância percorrida para a disposição do lodo	Estimado	<i>Transport, freight, lorry >32 metric ton, euro4 {RoW}</i>	2,05
Disposição do esgoto tratado				
Emissões diretas no rio	CH ₄ e N ₂ O	IPCC (2019a)	<i>Methane, biogenic</i>	1,40
			<i>Dinitrogen monoxide</i>	1,40

GLO: global; RoW: resto do mundo; BR: Brasil; GSD: desvio padrão geométrico; EEE: estação elevatória de esgoto; ETE: estação de tratamento de esgoto; CH₄: metano; N₂O: óxido nitroso; CO₂: dióxido de carbono. ^aNomes abreviados do original com as siglas das regiões de cada processo entre chaves; ^bTransporte considerado no processo *market* da base de dados; ^cDesvio padrão geométrico quadrado (GSD²) com base na incerteza básica e matriz *pedigree*.

2013), em kg de dióxido de carbono equivalente (kg CO₂eq). A interpretação do estudo considerou a análise comparativa, a análise de contribuição e a análise de sensibilidade (HEIJUNGS *et al.*, 2001).

A análise de sensibilidade utilizou diferentes métodos e parâmetros para estimar as emissões diretas de CO₂ fóssil, CH₄ e N₂O com o cenário base do SES-FSA. Foram avaliados sete cenários de análise de sensibilidade, cujos parâmetros são descritos na Tabela 5. Primeiramente, os menores e maiores valores do FE_{CH₄} do reator UASB foram estimados com base no balanço de massa da DQO (Apêndice 3) no programa computacional ProBio (programa de estimativa de produção de biogás em reatores UASB) versão 1.0 (POSSETTI *et al.*, 2015) para o cenário ProBio-CH₄-UASB. Os menores e maiores valores de FE_{CH₄} e FE_{N₂O} dos processos das ETE foram definidos conforme o Buendia *et al.* (2019a) para os cenários IPCC-CH₄-UASB, IPCC-CH₄-LAP, IPCC-CH₄-LA+LP e IPCC-N₂O-LAP; e para uma combinação dos quatro cenários em IPCC-Combinado. Ademais, o lançamento indevido de águas pluviais na rede de coleta do esgoto influencia a diluição da carga orgânica. Sendo assim, os menores e maiores valores de TOW associado às emissões diretas de CO₂ fóssil e CH₄ do SES-FSA foram definidos com recurso à variação anual da DQO afluente (Apêndice 4) para o cenário DQO-Combinado.

RESULTADOS

Desempenho energético

A demanda energética do SES-FSA foi 5,12 MJ·m⁻³ com base na média ponderada de 5,48 MJ·m⁻³ do SES-Subaé, 4,91 MJ·m⁻³ do SES-Jacuípe I e 5,10 MJ·m⁻³ do SES-Jacuípe II (Figura 2). A maior contribuição da demanda energética do SES-FSA foi o uso da eletricidade com 62%, seguido do uso de *diesel* em equipamentos e veículos com 23% (Apêndice 5). A produção e o transporte dos materiais representaram 15% da demanda energética do SES-FSA. A maior contribuição da demanda energética na substituição da rede de coleta do SES-FSA foi o uso de equipamentos e veículos (14% da DEA total), seguido do conduto de PVC (8% da DEA total) e pavimento (7% da DEA total). A contribuição do transporte dos condutos na demanda energética do SES-FSA foi desprezível (Apêndice 6).

Quanto às contribuições por etapa do SES-FSA, 53% da demanda energética foi da coleta e 47% do tratamento e disposição. A etapa de coleta do SES-Subaé apresentou contribuição de 76% na demanda energética em razão da maior extensão da rede de coleta e do maior uso de eletricidade das EEE em comparação aos demais SES avaliados. O SES-Subaé atende uma área com o relevo mais acidentado do que o das áreas dos demais SES avaliados, o que resultou em maior potência instalada dos conjuntos motor-bomba das EEE (Apêndice 2). No entanto,

Tabela 5 – Parâmetros da análise de sensibilidade das estimativas de emissão de metano e óxido nitroso.

Cenário	Parâmetro	Grandeza			Unidade	Fonte
		Menor	Maior	Típico ^a		
ProBio-CH ₄ -UASB	FE _{CH₄}	1,1 × 10 ⁻¹	1,4 × 10 ⁻¹	–	kg CH ₄ ·kg ⁻¹ DQO	Possetti <i>et al.</i> (2015)
IPCC-CH ₄ -UASB	FE _{CH₄}	2,0 × 10 ⁻¹	2,5 × 10 ⁻¹	2,0 × 10 ⁻¹	kg CH ₄ ·kg ⁻¹ DQO	IPCC (2019a)
IPCC-CH ₄ -LAP	FE _{CH₄}	7,5 × 10 ⁻⁴	2,3 × 10 ⁻²	7,5 × 10 ⁻³	kg CH ₄ ·kg ⁻¹ DQO	IPCC (2019a)
IPCC-CH ₄ -LA+LP	FE _{N₂O}	0,0 × 10 ⁰	7,5 × 10 ⁻²	2,0 × 10 ⁻¹	kg N ₂ O·N·kg ⁻¹ N	IPCC (2019a)
IPCC-N ₂ O-LAP	FE _{N₂O}	1,6 × 10 ⁻⁴	4,5 × 10 ⁻²	1,6 × 10 ⁻²	kg N ₂ O·N·kg ⁻¹ N	IPCC (2019a)
IPCC-Combinado	FE _{CH₄} e FE _{N₂O}	^b	^b	–	–	IPCC (2019a)
DQO-Combinado	DQO _{afluente}	2,4 × 10 ⁻²	1,1 × 10 ⁻³	6,9 × 10 ⁻²	mg·L ⁻¹	EMBASA (2018b)

^aValor adotado no cenário base do SES-FSA; ^bMenores e maiores valores dos quatro cenários de análise de sensibilidade do IPCC de forma combinada.

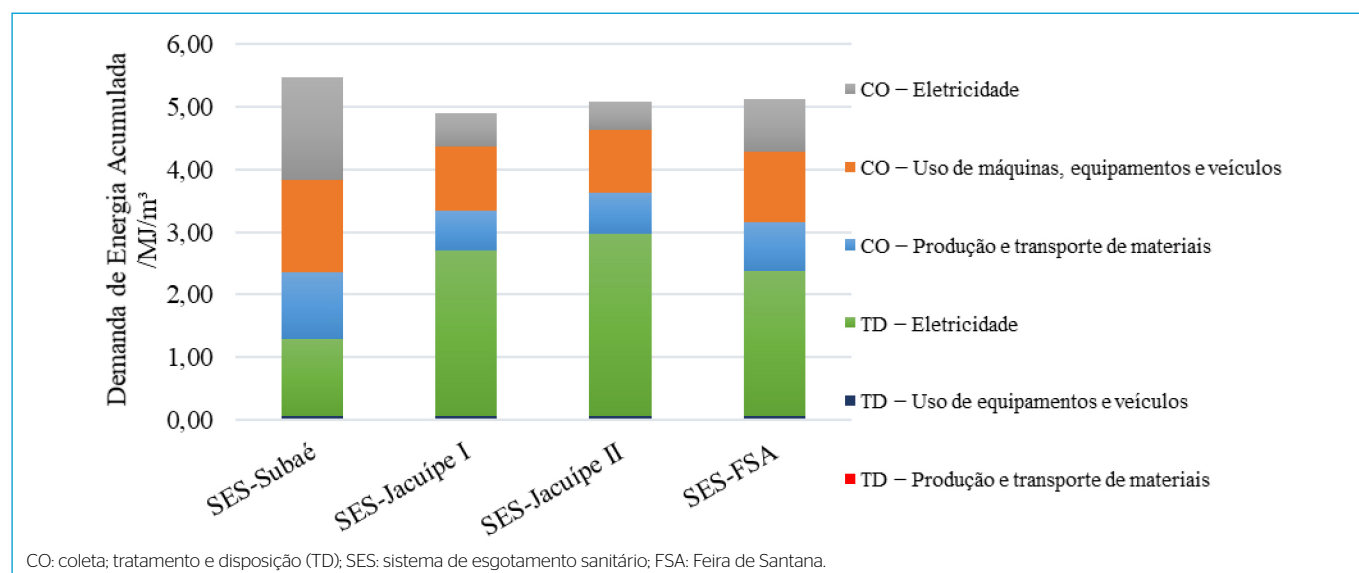


Figura 2 – Demanda energética de 1 m³ de esgoto coletado e tratado por subsistema do sistema de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana.

o SES-Subaé usou menos eletricidade na etapa de tratamento ($0,20 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$) comparado aos demais SES avaliados, em virtude do seu arranjo tecnológico de menor complexidade, composto de UASB e lagoas (LA e LP). Por outro lado, a maior contribuição da demanda energética do SES-Jacuípe I e do SES-Jacuípe II foi oriunda da etapa de tratamento (55 e 58% da DEA total, respectivamente) em decorrência da demanda de eletricidade do arranjo tecnológico de UASB e LAP ($0,42 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ na ETE Jacuípe I e $0,47 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ na ETE Jacuípe II).

Pegada de carbono

A pegada de carbono do SES-FSA foi $4,08 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{m}^{-3}$, sendo $3,60 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{m}^{-3}$ do SES-Subaé, $3,86 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{m}^{-3}$ do SES-Jacuípe I e $4,86 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{m}^{-3}$ do SES-Jacuípe II (Figura 3). A contribuição das emissões diretas de gases das etapas de coleta, tratamento e disposição do esgoto representou 94% da pegada de carbono do SES-FSA, enquanto das emissões indiretas do uso de eletricidade e *diesel* representou 5% e do transporte de materiais representou 1% (Apêndice 7).

As etapas de tratamento e disposição apresentaram a maior contribuição da pegada de carbono dos SES avaliados, com 91% de contribuição para o SES-FSA (Apêndice 8). As emissões diretas de CH_4 contribuíram com 80% da pegada de carbono da etapa de tratamento e disposição do SES-FSA, principalmente aquelas do reator UASB (76%), seguidas das emissões diretas de N_2O (9%). A contribuição da etapa de coleta representou 9% da pegada de carbono do SES-FSA, sendo a maior contribuição dessa etapa oriunda da emissão de CH_4 da linha de recalque (6% do PAG total).

Análise de sensibilidade

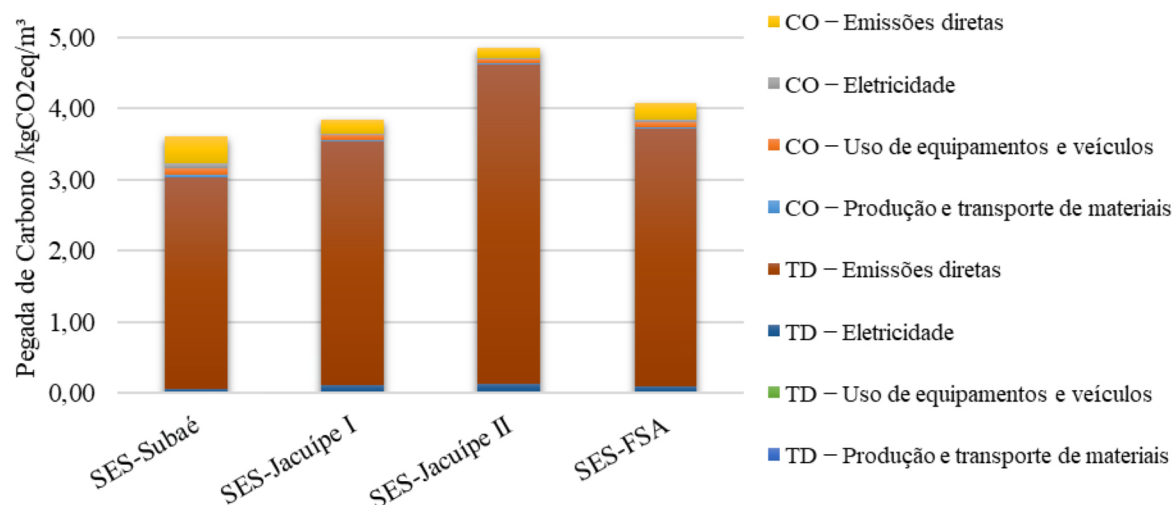
A análise de sensibilidade da pegada de carbono considerou cenários de variação de valores dos parâmetros utilizados nas estimativas das emissões diretas de CO_2 fóssil, CH_4 e N_2O (Figura 4). O IPCC- CH_4 -LA+LP e o IPCC- CH_4 -LAP apresentaram menor variação da pegada de carbono em razão da menor contribuição do FE_{CH_4} nas lagoas de aeração e de polimento e do FE_{CH_4} no LAP do

SES-FSA. A contribuição representativa do N_2O no LAP do SES-FSA resultou em redução de 7% para menor valor de fator de emissão (FE) e aumento de 11% para maior valor FE na pegada de carbono do IPCC- N_2O -LAP. O IPCC- CH_4 -UASB apresentou aumento de 16% na pegada de carbono com o maior valor de FE_{CH_4} em virtude de o metano apresentar a maior contribuição na pegada de carbono do SES-FSA e conservou a pegada de carbono com o menor valor de FE_{CH_4} , pois este corresponde ao valor típico. O ProBio- CH_4 -UASB apresentou reduções de 23 e 6% na pegada de carbono para o menor e maior valor de FE_{CH_4} , respectivamente, comparado ao SES-FSA. O IPCC-Combinado apresentou redução de 11% e aumento de 26% na pegada de carbono com uma combinação dos menores e maiores valores de FE, respectivamente, comparado ao SES-FSA. Ademais, a variação da DQO afluente ao longo do ano influenciou a emissão de dióxido de carbono fóssil e metano por m^3 de esgoto do SES-FSA. A menor DQO resultou na redução de 21% da pegada de carbono, enquanto a maior DQO resultou no aumento de 24% da pegada de carbono em comparação ao cenário base do SES-FSA.

DISCUSSÃO

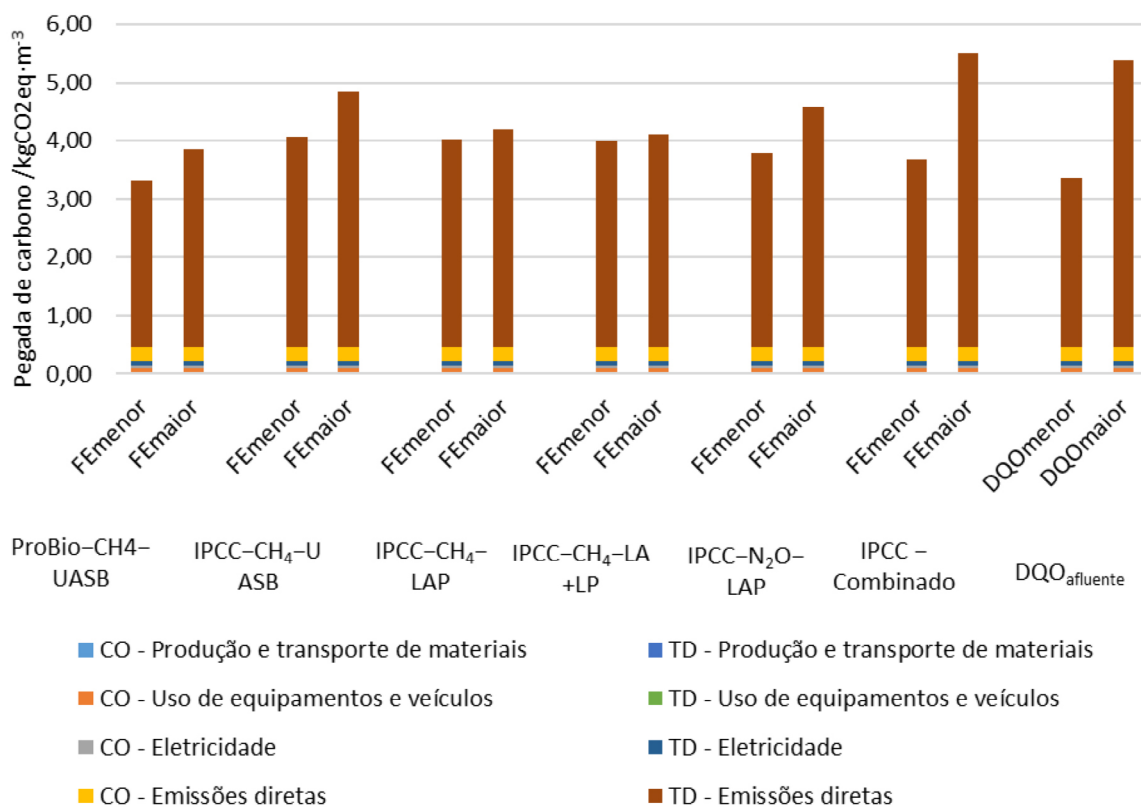
A comparação dos resultados deste estudo com aqueles da literatura de ACV do SES deve considerar diferenças entre os trabalhos, como a definição de unidade funcional, a fronteira do sistema, a abrangência do inventário e os métodos de impacto. Ademais, as características do esgoto e a configuração do SES influenciam a demanda energética e a pegada de carbono (COROMINAS *et al.*, 2013). Entre as categorias avaliadas em ACV de SES, PAG foi a mais examinada nos estudos (GALLEGO-SCHMID *et al.*, 2019), enquanto alguns avaliaram a demanda energética (Tabela 6).

As maiores demandas energéticas da literatura consultada foram de Xue *et al.* (2019), Amores *et al.* (2013) e Stokes *et al.*, (2010), com as maiores contribuições oriundas do uso de eletricidade e insumos químicos da ETE. Xue *et al.* (2019) identificaram as maiores contribuições da demanda energética no



CO: coleta; TD: tratamento e disposição; SES: sistema de esgotamento sanitário; FSA: Feira de Santana.

Figura 3 – Pegada da carbono de 1 m^3 de esgoto coletado e tratado por subsistema do sistema de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana.



FE: fator de emissão; DQO: demanda química de oxigênio; CO: coleta; TD: tratamento e disposição.

Figura 4 - Análise de sensibilidade da pegada da carbono de 1 m³ de esgoto coletado e tratado do sistema de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana.

tanque de aeração da ETE, no bombeamento na ETE e na incineração do lodo de esgoto. Amores *et al.* (2013) designaram a maior contribuição da demanda energética oriunda do uso de eletricidade. Para Stokes *et al.*, (2010), o uso da eletricidade e a produção de materiais de construção do SES apresentaram as maiores contribuições na demanda energética.

Singh *et al.* (2018) analisaram 35 ETE de diferentes configurações em Delhi, Índia, e a demanda energética do SES variou de 0,50 MJ·m⁻³ a 1,66 MJ·m⁻³. A etapa de coleta de Singh *et al.* (2018) apresentou a maior demanda energética comparada à dos demais estudos (Tabela 6), em consequência de áreas com topografia acidentada e pouca concentração de pessoas. A demanda energética da etapa de coleta do SES-Subaé deste estudo foi maior que aquela da etapa de tratamento por conta da maior extensão da rede de coleta por m³ de esgoto coletado, o que requer mais manutenção, e da topografia mais acidentada, o que requer mais eletricidade, em comparação aos demais SES avaliados.

A inclusão dos insumos da construção e da manutenção da infraestrutura nos inventários de ACV de SES foi relevante para as categorias avaliadas neste estudo (Tabela 6). Por exemplo, a inclusão dos processos da base de dados do ecoinvent[™] para representar a infraestrutura do SES-FSA aumentou a demanda energética em 36% na coleta e 33% no tratamento. Alguns estudos consideraram apenas o material dos condutos da rede de coleta na implantação, supondo que os demais itens são desprezíveis ou por indisponibilidade dos dados (GALLEGO-SCHMID *et al.*, 2019). No entanto, a reabilitação das vias tanto na fase de manutenção quanto na implantação foi representativa

em algumas pesquisas (RISCH *et al.*, 2015; MORERA *et al.*, 2016). A fase de manutenção representou de 26 a 40% da demanda energética dos SES avaliados neste estudo. Sendo assim, os condutos com maior vida útil devem ser considerados para reduzir a taxa de substituição da rede de coleta e os impactos da fase de manutenção do SES (MORERA *et al.*, 2016). A obtenção de dados é um fator limitante para avaliar a infraestrutura em ACV de SES; assim, a operadora do SES deve atualizar e disponibilizar o registro da infraestrutura instalada. Ademais, os dados disponibilizados por fabricantes e fornecedores de materiais, máquinas e equipamentos apoiam a construção do inventário (GEORGIU *et al.*, 2019).

A pegada de carbono da maioria dos estudos da literatura consultada apresentou valor menor do que o do SES-FSA (Tabela 6) por causa, principalmente, dos arranjos tecnológicos das ETE. Os reatores anaeróbios presentes nas ETE do SES-FSA, de Lopes *et al.* (2020) e de Lemos *et al.* (2013) apresentaram as maiores contribuições da pegada de carbono em virtude das emissões de CH₄ para a atmosfera. Os reatores UASB são muito utilizados para tratar esgoto em países tropicais, a exemplo do Brasil, graças às suas vantagens de custo e operação. As sedes municipais brasileiras usam reatores anaeróbios em 926 das 2.657 ETE (ANA, 2017). O fator de emissão dos reatores de lodo ativado ($7,5 \times 10^{-3}$ kg CH₄·kg⁻¹ DQO), método de tratamento utilizado na maioria dos estudos da literatura consultada (Tabela 6), é menor do que o dos reatores anaeróbios (valores até $2,0 \times 10^{-1}$ kg CH₄·kg⁻¹ DQO) (BUENDIA *et al.*, 2019a).

Tabela 6 – Demanda energética e pegada de carbono do sistema de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana e da literatura relevante.

Estudo	DEA (MJ·m ⁻³)		PAG (kg CO ₂ eq·m ⁻³)	
	Coleta	Tratamento e disposição	Coleta	Tratamento e disposição
SES-FSA	2,70	2,42	0,38	4,08
SES-FSA com análise de sensibilidade	–	–	–	3,68 – 5,50 ^a
SES-FSA com infraestrutura ^b	4,22	3,61	0,55	4,21
Maktabifard <i>et al.</i> (2020)	–	–	–	0,60 – 1,70
Lopes <i>et al.</i> (2020)	–	–	8,03	
Xue <i>et al.</i> (2019)	0,22	7,56	0,01	0,45
Singh <i>et al.</i> (2018)	0,18 – 0,83	0,36 – 1,26	1,05	0,40
Buonocore <i>et al.</i> (2018)	–	–	–	0,62
Limphitakphong <i>et al.</i> (2016)	–	–	0	1,06 – 2,70
Amores <i>et al.</i> (2013)	0,14	5,82	0,01	0,12
Lemos <i>et al.</i> (2013)	–	–	0,16	0,64
Stokes <i>et al.</i> (2010)	0,026	2,01 ^c e 6,11 ^d	0,02	0,04 ^c e 0,49 ^d
Friedrich <i>et al.</i> (2009)	–	–	0,15	0,12

DEA: demanda de energia acumulada; PAG: potencial de aquecimento global; SES-FSA: sistema de esgotamento sanitário de Feira de Santana. ^aVariação devida à análise de sensibilidade; ^bProcessos da base de dados ecoinvent[™], na versão 3.5, denominados “Sewer grid, 1.1E10l/year, 242 km {GLO}” e “Wastewater treatment facility, capacity1.1E10l/year {GLO}”; ^cBiogás aproveitado; ^dBiogás em flare.

No entanto, os reatores de lodo ativado são emissores de N₂O (BUONOCORE *et al.*, 2018; MAKTABIFARD *et al.*, 2020) e intensivos no uso de eletricidade.

A obtenção de parâmetros locais é recomendada para estimar as emissões diretas de CH₄ e N₂O do SES de modo a reduzir as incertezas da pegada de carbono (BUONOCORE *et al.*, 2018; MAKTABIFARD *et al.*, 2020). A emissão direta de gases depende de condições locais, portanto o uso de parâmetros genéricos ou de regiões distintas do estudo aumenta a incerteza na tomada de decisão. A metodologia utilizada no *software* ProBio (POSSETTI *et al.*, 2015), baseada nas condições climáticas do Brasil, aumenta a representatividade da estimativa de CH₄ de reatores UASB. A estimativa do metano da UASB com o ProBio reduziu a pegada de carbono do SES-FSA, indicando que a metodologia do Buendia *et al.* (2019a) superestimou as emissões de metano para as condições brasileiras.

A maior contribuição da pegada de carbono em alguns estudos de SES foi o uso de eletricidade, principalmente na ETE (LIMPHITAKPHONG *et al.*, 2016; LEMOS *et al.*, 2013; FRIEDRICH *et al.*, 2009). Nesta investigação, a eletricidade contribuiu com 3% da pegada de carbono dos SES avaliados em razão, principalmente, das fontes energéticas da matriz elétrica brasileira, com a sua maior parcela oriunda de hidrelétrica (65,2%) (EPE, 2018). A matriz elétrica brasileira apresentou pegada de carbono menor que aquela de Tailândia, Portugal e África do Sul (EPE, 2018).

As projeções de aumento da população, mudança no padrão de consumo e severidade das mudanças climáticas demandam mais infraestrutura, principalmente em serviços essenciais como o esgotamento sanitário. De acordo com a pegada de carbono deste estudo, a emissão *per capita* do SES-FSA foi de 137,2 kg CO₂eq.(hab.ano)⁻¹, considerando-se a geração média diária de esgoto de 93 m³. Segundo o relatório do Observatório do Clima (SEEG, 2019), a pegada de carbono *per capita* do setor de esgotamento sanitário doméstico representou 1% das emissões totais de GEE brasileiras, em média, em 2018. Para limitar o aquecimento global a 1,5 °C até 2050 e garantir uma sociedade mais sustentável e equitativa, as emissões de GEE devem ser restritas a 1,5 Mg CO₂eq.(hab.ano)⁻¹

(IPCC, 2019c). Dessa forma, a pegada de carbono *per capita* deve ser restrita a 16,7 kg CO₂eq.(hab.ano)⁻¹ para o setor de esgotamento sanitário doméstico manter o mesmo percentual de contribuição e limitar o aquecimento global a 1,5 °C. Sendo assim, a meta de redução de 88% da pegada de carbono do SES-FSA exige mudanças tecnológicas e gerenciais de oferta e demanda dos serviços de esgotamento sanitário de forma rápida, significativa e sem precedentes.

A recuperação energética na ETE é uma solução possível de redução da pegada de carbono (MAKTABIFARD *et al.*, 2020; SINGH *et al.*, 2018) e demanda energética (STOKES *et al.*, 2010). A recuperação energética do biogás reduziu 87% da pegada de carbono e 64% da demanda energética do SES comparada à queima do biogás no *flare* (STOKES *et al.*, 2010). A recuperação energética reduz as emissões diretas de CH₄ da ETE e as emissões de GEE da produção e uso de energia (MAKTABIFARD *et al.*, 2020).

CONCLUSÕES

Os países em desenvolvimento precisam alcançar maiores índices de cobertura do esgotamento sanitário. A ampliação e o gerenciamento do esgotamento sanitário devem considerar o desempenho energético e ambiental para apoiar as decisões mais sustentáveis. A ACV do sistema de esgotamento sanitário centralizado deste estudo (SES-FSA), com três arranjos tecnológicos de ETE, mostraram que:

- a maior contribuição da demanda energética do SES-FSA foi da etapa de coleta (53%) por causa do uso de *diesel* em máquinas, equipamentos e veículos, seguido da produção e do transporte de materiais e uso da eletricidade;
- a fase de manutenção, com a substituição da rede de coleta, foi relevante na demanda energética e deve ser considerada em estudos de ACV de SES, uma vez que essa fase demanda insumos intensivos em energia, como o *diesel* e PVC dos condutos;

- a etapa de tratamento representou 47% da demanda energética do SES-FSA, em que a maior contribuição foi o uso de eletricidade;
- as emissões diretas de gases de efeito estufa do SES-FSA representaram 94% da pegada de carbono, em que a maior contribuição foi da emissão de metano do reator UASB (76%). Por conseguinte, a coleta do biogás contribui na mitigação da pegada de carbono com potencial de aproveitamento energético;
- o uso majoritário de fontes renováveis na matriz elétrica brasileira resultou na pequena contribuição da eletricidade na pegada de carbono do SES-FSA. No entanto, deve-se considerar a otimização do desempenho energético do SES-FSA por meio da redução da demanda de energia e da recuperação dos recursos energéticos.

Recomenda-se comparar o sistema de esgotamento sanitário centralizado com aquele descentralizado da cidade em estudo para verificar a influência do porte da rede de coleta e da ETE no desempenho energético e ambiental.

Ademais, deve-se considerar a avaliação de cenários de prevenção da poluição e de recuperação de recursos do esgoto doméstico.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela bolsa concedida a primeira autora durante mestrado [88882.447874/2019-01].

CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Araújo, M.: Curadoria de Dados, Análise Formal, Software, Metodologia, Escrita – Primeira Redação. Medeiros, D.: Conceituação, Análise Formal, Escrita – Revisão e Edição. Cohim, E.: Conceituação, Metodologia, Administração do Projeto, Supervisão, Escrita – Revisão e Edição.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR ISO 14040*: Gestão ambiental – avaliação do ciclo de vida – princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR ISO 14044*: Avaliação do ciclo de vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b.
- ALVES, D.A. *Avaliação do ciclo de vida: acv de um sistema de wetland construído de fluxo vertical para o tratamento de esgoto doméstico*. 82 f. Dissertação (Mestrado – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.
- AMORES, M.J.; MENESES, M.; PASQUALINO, J.; ASSUMPCIÓ, A.; FRANCESC, C. Environmental assessment of urban water cycle on Mediterranean conditions by LCA approach. *Journal of Cleaner Production*, v. 43, p. 84-92, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.033>
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *Atlas esgotos: despolição de bacias hidrográficas / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental*. Brasília: ANA, 2017.
- BUENDIA, E.C.; TANABE, K.; KRANJC, A.; BAASANSUREN, J.; FUKUDA, M.; NGARIZE S.; OSAKO, A.; PYROZHENKO, Y.; SHERMANAU, P.; FEDERICI, S. Waste. In: BUENDIA, E.C.; TANABE, K.; KRANJC, A.; JAMSRANJAV, B.; FUKUDA, M.; NGARIZE, S.; OSAKO, A.; PYROZHENKO, Y.; SHERMANAU, P.; FEDERICI, S. (ed.). *Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Switzerland: Intergovernmental Panel on Climate Change, v. 5, 2019a.
- BUENDIA, E.C.; TANABE, K.; KRANJC, A.; BAASANSUREN, J.; FUKUDA, M.; NGARIZE S.; OSAKO, A.; PYROZHENKO, Y.; SHERMANAU, P.; FEDERICI, S. Agriculture, Forestry and Other Land Use. In: BUENDIA, E.C.; TANABE, K.; KRANJC, A.; JAMSRANJAV, B.; FUKUDA, M.; NGARIZE, S.; OSAKO, A.; PYROZHENKO, Y.; SHERMANAU, P.; FEDERICI, S. (ed.). *Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Switzerland: Intergovernmental Panel On Climate Change, v. 4, 2019b.
- BUONOCORE, E.; MELLINO, S.; ANGELIS, G.; LIU, G.; ULGIATI, S. Life cycle assessment indicators of urban wastewater and sewage sludge treatment. *Ecological indicators*, v. 94, parte 3, p. 13-23, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.047>
- COROMINAS, L.; FOLEY, J.; GUEST, J.S.; HOSPIDO A.; LARSEN H.F.; MORERA S.; SHAW A. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: state of the art. *Water research*, v. 47, n. 15, p. 5480-5492, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.049>
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES (DNIT). *NORMA DNIT 031/2006 - ES: Pavimentos flexíveis – concreto asfáltico – Especificação de serviços*. Rio de Janeiro: DNIT, 2006.
- EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO (EMBASA). *Controle Operacional de Água e Esgoto (COPAE). Controle de Perdas no Sistema*. Feira de Santana: EMBASA, 2018a.
- EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO (EMBASA). *Relatório de Índice de Qualidade do Esgoto (IQE)*. Feira de Santana: EMBASA, 2018b.
- EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO (EMBASA). *Planilhas eletrônicas: Controle de Energia ano 2017 e Combustível (UNFE)*. Feira de Santana: EMBASA, 2018c.
- EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO (EMBASA). *Planilha eletrônica sobre levantamento de EEE*. Feira de Santana: EMBASA, 2020.
- EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). *Relatório síntese, ano base 2017*. Rio de Janeiro: EPE, 2018. Disponível em <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/>

publicacao-46/topico-81/S%C3%ADntese%20do%20Relat%C3%B3rio%20Final_2017_Web.pdf. Acesso em: 1 jul. 2020.

FOLEY, J.; YUAN, Z.; LANT, P. Dissolved methane in rising main sewer systems: field measurements and simple model development for estimating greenhouse gas emissions. *Water Science and Technology*, v. 60, n. 11, p. 2963-2971, 2009. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.718>

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, p. 1-12, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.03.004>

FRISCHKNECHT, R.; JUNGBLUTH, N.; ALTHAUS, H.J.; BAUER, C.; DOKA, G.; DONES, R.; HISCHIER, R.; HELLWEG, S.; HUMBERT, S.; KÖLLNER, T.; LOERINCIK, Y.; MARGNI, M.; NEMECEK, T. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. *Ecoinvent report*, n. 3, versão 2.0. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007.

GALLEGO-SCHMID, A.; TARPANI, R.R.Z. Life cycle assessment of wastewater treatment in developing countries: a review. *Water research*, v. 153, p. 63-79, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.010>

GEORGIOU, E.; MARIE RAFFIN, M.; COLQUHOUN, K.; BORRIONA, A.; CAMPOS, L.C. The significance of measuring embodied carbon dioxide equivalent in water sector infrastructure. *Journal of Cleaner Production*, v. 216, p. 268-276, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.014>

GUANAIS, A.L.R.; COHIM, E.B.; MEDEIROS, D.L. Avaliação energética de um sistema integrado de abastecimento de água. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 6, p. 1187-1196, 2017. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017146180>

GUISASOLA, A.; HAAS, D.; KELLER, J.; YUAN, Z. Methane formation in sewer systems. *Water Research*, v. 42, n. 6-7, p. 1421-1430, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.10.014>

GUTIERREZ, KATIA GONÇALVES. *Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante avaliação de ciclo de vida*. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

HEIJUNGS, R.; KLEIJN, R. Numerical approaches towards life cycle interpretation five examples. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 6, n. 3, p. 141, 2001. <https://doi.org/10.1007/BF02978732>

INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA (IBICT). *Manual do sistema ILCD: sistema internacional de referência de dados do ciclo de vida de produtos e processos*. Brasília: IBICT, 2014. 319 p. Tradução de: Luiz Marcos Vasconcelos.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Working Group I contribution to the Fifth Assessment Report of the IPCC. Nova York: IPCC, 2013. Disponível em: <http://www.climatechange2013.org>. Acesso em: 18 dez. 2019.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). *Special report on global warming of 1.5 C (SR15)*. Nova York: IPCC, 2019c.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

LAW, Y.; JACOBSEN, G.E.; SMITH, A.M.; YUAN, Z.; LANT, P. Fossil organic carbon in wastewater and its fate in treatment plants. *Water Research*, v. 47, n. 14, p. 5270-5281, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.002>

LEMOS, D.; DIAS, A.C. GABARRELL, X.; ARROJA, L. Environmental assessment of an urban water system. *Journal of Cleaner Production*, v. 54, p. 157-165, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.029>

LIMPHITAKPHONG, N.; PHARINO, C.; KANCHANAPIYA, P. Environmental impact assessment of centralized municipal wastewater management in Thailand. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, n. 12, p. 1789-1798, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1130-9>

LOBATO, L.C.S.; CHERNICHARO, C.A.L.; SOUZA, C.L. Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater. *Water Science and Technology*, v. 66, n. 12, p. 2745-2753, 2012. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.514>

LOPES, T.A.S.; QUEIROZA, L.M.; TORRES, E.A.; KIPERSTOK, A. Low complexity wastewater treatment process in developing countries: A LCA approach to evaluate environmental gains. *Science of The Total Environment*, v. 720, p. 137593, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137593>

MAKTABIFARD, M.; ZABOROWSKA, E.; MAKINIA, J. Energy neutrality versus carbon footprint minimization in municipal wastewater treatment plants. *Bioresource Technology*, v. 300, p. 122647, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122647>

MORERA, S.; REMY, C.; COMAS, J.; COROMINAS, L. Life cycle assessment of construction and renovation of sewer systems using a detailed inventory tool. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, n. 8, p. 1121-1133, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1078-9>

PAULO, P.L.; KIPERSTOK, A. SOUZA, H.H.S.; MORAIS, J.C.; OLIVEIRA, L.O.V.; LUCIANO MATOS QUEIROZ, L.M.; NOLASCO, M.A.; MARIA ELISA MAGRI, M.E.; LOPES, T.A.S. Ferramentas de avaliação de sustentabilidade em sistemas de tratamento de esgotos descentralizados. In: SANTOS, A.B. (org.). *Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais*. Fortaleza: Impreco, v. 1, p. 754-820, 2019.

PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO (PMSB). *Plano Municipal de Saneamento Básico de Feira de Santana*. Feira de Santana: Fundação Politécnica da Bahia, 2017. CD-ROM.

POSSETTI, G.R.C.; CHERNICHARO, C.A.L. *ProBio: Programa de estimativa de produção de biogás em reatores UASB*. Versão 1.0. 2015. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/biogas/software/>. Acesso em: 07 maio 2020.

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. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.03.006>

ROCHETTE, P.; LIANG, C.; PELSTER, D.; BERGERON, O.; LEMKE, R.; KROEBEL, R.; MACDONALD, D.; YAN, W.; FLEMMING, C. Soil nitrous oxide emissions from agricultural soils in Canada: Exploring relationships with soil, crop and climatic variables. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 254, p. 69-81, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.021>

SANTOS, D.S.; TESHIMA, E.; FURIAM, S.M.; DIAS, R.A.A.; ARAUJO, C.; SILVA, M.R. Efeito da secagem em leite nas características físico-

químicas e microbiológicas de lodo de reator anaeróbio de fluxo ascendente usado no tratamento de esgoto sanitário. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 2, p. 341-349, 2017. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016100531>

SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (SEEG). *Análise das emissões de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas do Brasil – 1970-2018*. Brasília: SEEG, 2019.

SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA DE SERGIPE (SEINFRA). *Tabela de custos para serviços e materiais de construção*. Disponível em: <http://www3.seinfra.ce.gov.br/consulta.aspx?ID=443>. Acesso em 11 Nov 2019.

BRASIL. SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. PROBIOGÁS. *Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto*. Ministério das Cidades: Brasília, 2015.

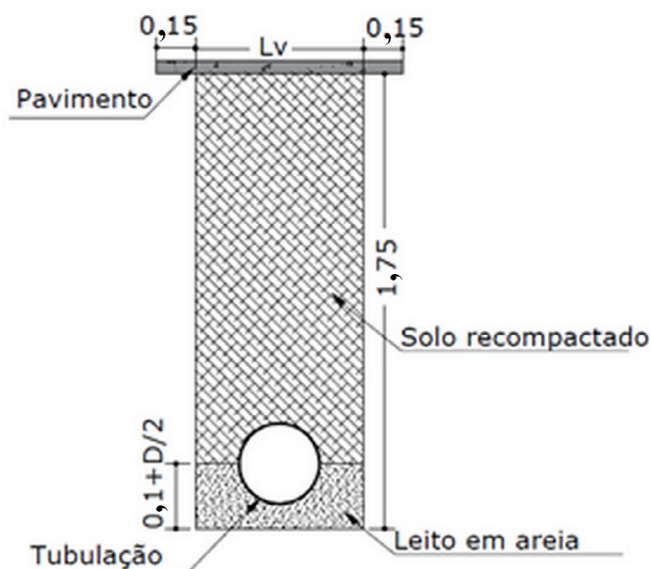
SINGH, P.; KANSAL, A. Energy and GHG accounting for wastewater infrastructure. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 128, p. 499-507, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.07.014>

STANLEY, E.H.; CASSON, N.J.; CHRISTEL, S.T.; CRAWFORD, J.T.; LOKEN, L.C.; OLIVER, S.K. The ecology of methane in streams and rivers: patterns, controls, and global significance. *Ecological Monographs*, v. 86, n. 2, p. 146-171, 2016. <https://doi.org/10.1890/15-1027>

STOKES, J.R.; HORVATH, A. Supply-chain environmental effects of wastewater utilities. *Environmental Research Letters*, v. 5, n. 1, p. 014015, 2010. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/5/1/014015>

TIGRE S/A, TUBOS E CONEXÕES. *Infraestrutura e Esgoto – Catálogo Técnico*. Disponível em: https://www.tigre.com.br/themes/tigre2016/downloads/catalogos-tecnicos/ct-infraestrutura-saneamento_esgoto.pdf. Acesso em: 04 maio 2020.

XUE, X.; CASHMAN, S.; GAGLIONE, A.; MOSLEY, J.; WEISS, L.; MA, X.C.; CASHDOLLAR, J.; GARLAND, J. Holistic analysis of urban water systems in the greater cincinnati region:(1) life cycle assessment and cost implications. *Water research X*, v. 2, p. 100015, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2018.100015>



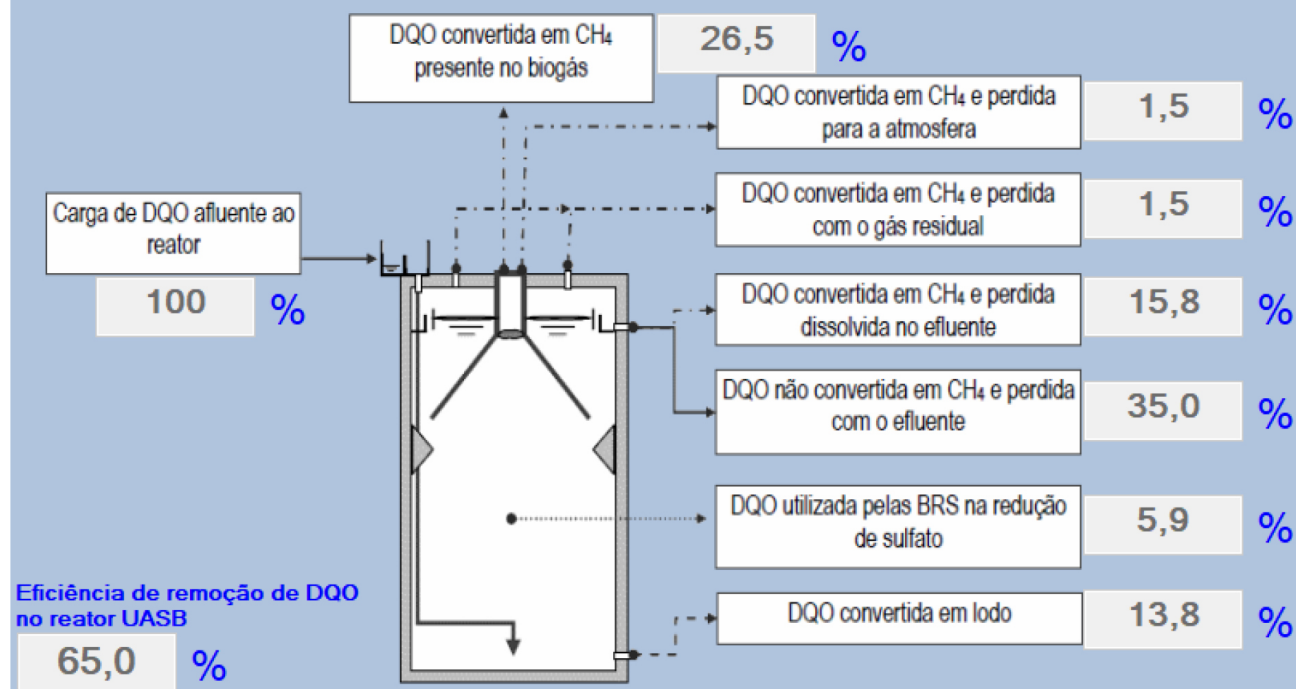
D: diâmetro do conduto; Lv: largura da vala.

Apêndice 1 - Esquema da área transversal da vala para a substituição dos condutos da rede de coleta do SES-FSA centralizado (valores em metro).

Apêndice 2 - Descrição das linhas de recalque e bombas das estações elevatórias de esgoto.

SISTEMA	Sistema	Q (m³.h⁻¹)	H (m.c.a.)	Pot (CV)	L _R (m)	DN _R (mm)	A _{bo} (m²)	V (m³)	TDH (h)	A _t (m²)	C _{CH4} (kg.m⁻³)
A3 PRESIDENTE DUTRA	Subaé	396,0	6,5	15,0	450	500	1,57	0,20	0,2	0,20	0,0016
A5 RIO AMAZONAS	Subaé	187,2	12,0	12,5	210	300	0,94	0,07	0,1	0,07	0,0016
A6 SÃO LOURENÇO	Subaé	16,6	11,5	25,0	400	500	1,57	0,20	4,7	0,20	0,0035
B4 VIETNA	Subaé	810,0	6,0	30,0	350	350	1,10	0,10	0,0	0,10	0,0015
D AVIÁRIO	Subaé	370,8	37,6	75,0	1.320	500	1,57	0,20	0,7	0,20	0,0018
D4 LAGOA SALGADA	Subaé	117,0	8,9	10,0	200	100	0,31	0,01	0,0	0,01	0,0015
D7 LOS PAMPAS	Subaé	21,8	36,1	6,5	1.115	100	0,31	0,01	0,4	0,01	0,0023
POJUCA SOLAR SIM	Subaé	12,6	13,0	1,5	1.104	100	0,31	0,01	0,7	0,01	0,0029
POJUCA VIVA MAIS MASTER	Subaé	21,6	17,2	1,8	133	100	0,31	0,01	0,0	0,01	0,0016
JACUIPE CAMPO DO GADO	Jacuípe II	55,0	48,2	30,0	607	100	0,31	0,01	0,1	0,01	0,0017
POJUCA BOM VIVER	Jacuípe II	10,8	20,0	3,0	270	250	0,79	0,05	1,2	0,05	0,0025
POJUCA BR116 FEIRA VI	Jacuípe II	48,0	28,0	30,0	2827	250	0,79	0,05	2,9	0,05	0,0039
POJUCA CAMINHO 45	Jacuípe II	65,0	15,0	3,0	123	75	0,24	0,00	0,0	0,00	0,0015
POJUCA GEORGE AMÉRICO	Jacuípe II	334,8	14,9	50,0	1184	250	0,79	0,05	0,2	0,05	0,0016
POJUCA RUA M	Jacuípe II	108,0	16,0	15,0	122	100	0,31	0,01	0,0	0,01	0,0015
POJUCA VIVENDAS DO CAMPO	Jacuípe II	80,0	15,0	3,0	552	150	0,47	0,02	0,1	0,02	0,0017
JACUIPE CAMINHO F1	Jacuípe I	356,0	12,9	25,0	561	500	1,57	0,20	0,3	0,20	0,0016
JACUIPE JUSSRA	Jacuípe I	1.239,8	12,6	40,0	966	500	1,57	0,20	0,2	0,20	0,0016
JACUIPE RUA F	Jacuípe I	60,0	13,2	7,0	227	100	0,31	0,01	0,0	0,01	0,0016
JACUIPE RUA SÔNIA	Jacuípe I	20,0	17,0	5,0	277	100	0,31	0,01	0,1	0,01	0,0017
Viveiros I-EEE4	Jacuípe I	87,0	31,0	20,0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Viveiros III- EEE5	Jacuípe I	57,0	30,7	15,0	NA	NA	NA	NA	NA	NA	

Q: vazão; H: altura manométrica; Pot: potência das bombas das EEE; L_R: extensão da linha de recalque; DN_R: diâmetro nominal da linha de recalque; A_{bo}: área da parede dos tubos; V: volume da linha de recalque; TDH: tempo de detenção hidráulica, estimado por meio da Equação 2; A: área transversal do tubo; C_{CH4}: concentração de metano nos esgotos, estimada por meio da Equação 3. NA: sem informação disponível. EMBASA (2020).

Balço de DQO no reator UASB

DQO: demanda química de oxigênio; UASB: *upflow anaerobic sludge blanket*; CH₄: metano; BRS: bactérias redutoras de sulfato.
 Fonte: Lobato *et al.* (2012).

Apêndice 3 - Balço de demanda química de oxigênio do reator *upflow anaerobic sludge blanket* com o cenário típico do ProBio 1.0.**Apêndice 4 - Variação da carga orgânica afluente do sistema de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana em 2017.**

Mês	DQO _{afluente} mg·L ⁻¹
Janeiro	1.070
Fevereiro	668
Março	1524
Abril	563
Maio	615
Junho	256
Julho	1.020
Agosto	614
Setembro	468
Outubro	424
Novembro	870
Dezembro	244
Média	695

DQO: demanda química de oxigênio.
 Fonte: EMBASA (2018b)

Apêndice 5 - Contribuição por fluxo da demanda de energia acumulada de 1 m³ de esgoto coletado e tratado por subsistema do sistema de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana em MJ.m³.

Parâmetro	SES-Subaé	SES-Jacuípe I	SES-Jacuípe II	SES-FSA
Coleta				
<i>Diesel</i> queimado (máquinas na substituição dos condutos)	$1,05 \times 10^0$	$6,32 \times 10^1$	$6,32 \times 10^1$	$7,49 \times 10^1$
Condutos de PVC (material)	$4,76 \times 10^1$	$2,87 \times 10^1$	$2,87 \times 10^1$	$3,40 \times 10^1$
PVC (extrusão)	$6,21 \times 10^2$	$3,75 \times 10^2$	$3,75 \times 10^2$	$4,44 \times 10^2$
Transporte condutos	$2,47 \times 10^3$	$1,49 \times 10^3$	$1,49 \times 10^3$	$1,76 \times 10^3$
Areia (leito dos tubos)	$9,99 \times 10^2$	$6,03 \times 10^2$	$6,03 \times 10^2$	$7,13 \times 10^2$
Asfalto				
Areia	$1,90 \times 10^2$	$1,15 \times 10^2$	$1,15 \times 10^2$	$1,36 \times 10^2$
Brita	$9,51 \times 10^3$	$5,74 \times 10^3$	$5,74 \times 10^3$	$6,79 \times 10^3$
Betume	$4,06 \times 10^1$	$2,45 \times 10^1$	$2,45 \times 10^1$	$2,90 \times 10^1$
<i>Diesel</i> queimado	$6,20 \times 10^2$	$3,74 \times 10^2$	$3,74 \times 10^2$	$4,43 \times 10^2$
Eleticidade (EEE)	$1,66 \times 10^0$	$5,41 \times 10^1$	$4,60 \times 10^1$	$8,30 \times 10^1$
<i>Diesel</i> queimado (equipamentos e veículos)	$3,47 \times 10^1$	$3,47 \times 10^1$	$3,47 \times 10^1$	$3,47 \times 10^1$
TOTAL PARCIAL	$4,19 \times 10^0$	$2,21 \times 10^0$	$2,12 \times 10^0$	$2,74 \times 10^0$
Tratamento e Disposição				
Eleticidade (ETE)	$1,23 \times 10^0$	$2,64 \times 10^0$	$2,91 \times 10^0$	$2,32 \times 10^0$
<i>Diesel</i> queimado (equipamentos e veículos)	$6,10 \times 10^2$	$6,11 \times 10^2$	$6,11 \times 10^2$	$6,11 \times 10^2$
TOTAL PARCIAL	$1,29 \times 10^0$	$2,70 \times 10^0$	$2,97 \times 10^0$	$2,39 \times 10^0$
TOTAL	$5,48 \times 10^0$	$4,91 \times 10^0$	$5,10 \times 10^0$	$5,12 \times 10^0$

SES: sistema de esgotamento sanitário; FSA: Feira de Santana; PVC: policloreto de vinila; EEE: estação elevatória de esgoto; ETE: estação de tratamento de esgoto.

Apêndice 6 - Contribuições da demanda de energia acumulada por subsistema do sistema de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana.

Parâmetro	SES-Subaé	SES-Jacuípe I	SES-Jacuípe II	SES-FSA ^a
TOTAL (MJ.m³)	5,48	4,91	5,10	5,12
Etapas do SES (%)				
Coleta	76	45	42	53
Tratamento e disposição	24	55	58	47
Fases do SES (%)				
Operação	60	73	74	70
Manutenção (substituição dos tubos)	40	27	26	30
Atividades (%)				
Produção e transporte de materiais	20	13	13	15
Uso de equipamentos e veículos	28	22	21	23
Eleticidade	53	65	66	62

SES: sistema de esgotamento sanitário; FSA: Feira de Santana. ^aMédia ponderada do sistema de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana.

Apêndice 7 - Contribuição por fluxo da pegada de carbono de 1 m³ de esgoto coletado e tratado por subsistema do sistema de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana em kg CO₂.m³.

Parâmetro	SES-Subaé	SES-Jacuípe I	SES-Jacuípe II	SES-FSA
Coleta				
<i>Diesel</i> queimado (máquinas na substituição dos condutos)	$6,71 \times 10^{-2}$	$4,05 \times 10^{-2}$	$4,05 \times 10^{-2}$	$4,79 \times 10^{-2}$
Condutos de PVC	$1,55 \times 10^{-2}$	$9,33 \times 10^{-3}$	$9,33 \times 10^{-3}$	$1,10 \times 10^{-2}$
Extrusão do PVC	$3,62 \times 10^{-3}$	$2,18 \times 10^{-3}$	$2,18 \times 10^{-3}$	$2,58 \times 10^{-3}$
Transporte condutos	$1,43 \times 10^{-4}$	$8,66 \times 10^{-5}$	$8,66 \times 10^{-5}$	$1,02 \times 10^{-4}$
Areia (leito dos condutos)	$6,33 \times 10^{-3}$	$3,82 \times 10^{-3}$	$3,82 \times 10^{-3}$	$4,52 \times 10^{-3}$

Continua...

Apêndice 7 – Continuação.

Parâmetro	SES-Subaé	SES-Jacuípe I	SES-Jacuípe II	SES-FSA
Asfalto				
Areia	$1,20 \times 10^3$	$7,27 \times 10^{-4}$	$7,27 \times 10^{-4}$	$8,59 \times 10^{-4}$
Brita	$6,23 \times 10^{-4}$	$3,76 \times 10^{-4}$	$3,76 \times 10^{-4}$	$4,45 \times 10^{-4}$
Betume	$3,28 \times 10^3$	$1,98 \times 10^3$	$1,98 \times 10^3$	$2,34 \times 10^3$
Diesel queimado	$3,97 \times 10^3$	$2,40 \times 10^3$	$2,40 \times 10^3$	$2,84 \times 10^3$
Eleticidade (EEE)	$6,64 \times 10^2$	$2,17 \times 10^2$	$1,84 \times 10^2$	$3,32 \times 10^2$
Diesel queimado (equipamentos e veículos)	$2,22 \times 10^2$	$2,22 \times 10^2$	$2,22 \times 10^2$	$2,22 \times 10^2$
Metano para o ar	$3,78 \times 10^1$	$2,03 \times 10^1$	$1,44 \times 10^1$	$2,35 \times 10^1$
TOTAL PARCIAL	$5,69 \times 10^1$	$3,08 \times 10^1$	$2,46 \times 10^1$	$3,63 \times 10^1$
Tratamento e Disposição				
Eleticidade (ETE)	$4,91 \times 10^2$	$1,06 \times 10^1$	$1,16 \times 10^1$	$9,30 \times 10^2$
Diesel queimado (equipamentos e veículos)	$3,91 \times 10^3$	$3,92 \times 10^3$	$3,92 \times 10^3$	$3,92 \times 10^3$
Metano para o ar (UASB)	$2,62 \times 10^0$	$3,08 \times 10^0$	$3,61 \times 10^0$	$3,11 \times 10^0$
Metano para o ar (LAP)	-	$4,70 \times 10^2$	$1,22 \times 10^1$	$5,56 \times 10^2$
Metano para o ar (LA e LP)	$2,66 \times 10^1$	-	-	$7,42 \times 10^2$
Óxido nitroso (LAP)	$0,00 \times 10^0$	$2,12 \times 10^1$	$6,44 \times 10^1$	$2,78 \times 10^1$
Óxido nitroso da fazenda de lodo para o ar	$4,01 \times 10^2$	$4,00 \times 10^2$	$4,00 \times 10^2$	$4,00 \times 10^2$
Dióxido de carbono fóssil para o ar	$5,35 \times 10^3$	$6,29 \times 10^3$	$1,64 \times 10^2$	$8,93 \times 10^3$
Transporte do lodo	$5,75 \times 10^{-4}$	-	-	$1,60 \times 10^{-4}$
Metano para o ar (após a disposição no rio)	$6,66 \times 10^3$	$7,83 \times 10^3$	$2,04 \times 10^2$	$1,11 \times 10^2$
Óxido nitroso para o ar (após a disposição no rio)	$4,01 \times 10^2$	$4,00 \times 10^2$	$4,00 \times 10^2$	$4,00 \times 10^2$
TOTAL PARCIAL	$3,03 \times 10^0$	$3,55 \times 10^0$	$4,62 \times 10^0$	$3,71 \times 10^0$
TOTAL	$3,60 \times 10^0$	$3,86 \times 10^0$	$4,86 \times 10^0$	$4,08 \times 10^0$

SES: sistema de esgotamento sanitário; FSA: Feira de Santana; PVC: policloreto de vinila; EEE: estação elevatória de esgoto; ETE: estação de tratamento de esgoto; UASB: *upflow anaerobic sludge blanket*; LAP: lodo ativado por aeração prolongada; LA: lagoa aerada; LP: lagoa de polimento.

Apêndice 8 – Contribuições de pegada de carbono por subsistema do sistema de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana.

Parâmetro	SES-Subaé	SES-Jacuípe I	SES-Jacuípe II	SES-FSA ^a
TOTAL (kg CO _{2eq} /m ³)	3,60	3,86	4,86	4,08
Etapas do SES (%)				
Coleta	16	8	5	9
Tratamento e disposição	84	92	95	91
Fases do SES (%)				
Operação	97	98	99	98
Manutenção (substituição dos tubos)	3	2	1	2
Atividades (%)				
Produção e transporte de materiais	1	0	0	1
Uso de equipamentos e veículos	3	2	1	2
Eleticidade	3	3	3	3
Emissões diretas	93	94	95	94

SES: sistema de esgotamento sanitário; FSA: Feira de Santana; ^aMédia ponderada do sistema de esgotamento sanitário centralizado de Feira de Santana.