

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

ANÁLISE E GERENCIAMENTO DE IMPACTOS
AMBIENTAIS NO TRATAMENTO DE ESGOTO
DOMÉSTICO MEDIANTE AVALIAÇÃO
DE CICLO DE VIDA

Katia Gonçalves Gutierrez

Belo Horizonte
2014

**ANÁLISE E GERENCIAMENTO DE IMPACTOS
AMBIENTAIS NO TRATAMENTO DE ESGOTO
DOMÉSTICO MEDIANTE AVALIAÇÃO
DE CICLO DE VIDA**

Katia Gonçalves Gutierrez

Katia Gonçalves Gutierrez

**ANÁLISE E GERENCIAMENTO DE IMPACTOS
AMBIENTAIS NO TRATAMENTO DE ESGOTO
DOMÉSTICO MEDIANTE AVALIAÇÃO
DE CICLO DE VIDA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito à obtenção do título de Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de águas residuárias

Orientador: Prof. Dr. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2014

*Àqueles que me presentaram com o maior amor do mundo,
Maria Carolina e
José Antonio,
dedico.*

AGRADECIMENTOS

Ao professor Carlos Chernicharo, pelo apoio e confiança. A sua elegância ao ensinar e conduzir me enchem de orgulho por tê-lo como orientador.

Ao professor Asher Kiperstok, por ter me recebido junto à sua equipe de trabalho e me acolhido em sua casa junto à sua família para um intensivo em ACV, todo meu apreço. Esse período foi essencial para o sucesso da tese e por despertar em mim, definitivamente, a paixão pelo tema.

Aos bolsistas deste projeto, minha especial gratidão. À Cecília Moreira de Barros e Lara Ghiotto Mendes, pelo companheirismo no processo de aprendizado. E ao Matheus Augusto de Oliveira Fernandes, pela sua dedicação e comprometimento tão admiráveis.

Às queridas professoras Sílvia Oliveira, Liséte Celina Lange, Sonaly Resende e Juliana Calábria, cuja orientação e carinho fizeram toda dificuldade parecer menor.

Aos professores Gilberto Caldeira, Eduardo von Sperling, Marcos von Sperling, Claudio Souza e Antonio Teixeira de Matos, minha gratidão pela generosidade, atenção e pelos momentos de ensinamento tão importantes.

Aos colegas do grupo de discussão em tratamento de águas residuárias, Lívia Lobato, André Rosa, Glória Suzana, Cristina Costa, Paulo Almeida, Júlia Nunes, Marcela Prado, Erika Abreu, Emanuel Brandt, Aracele Santos e Graziela Patrício que, durante os debates, muito acrescentaram para este trabalho.

Às secretárias Iara, Claudía, Fernanda e Deise, sempre tão amáveis e disponíveis.

À Suzane Inácio, não só pela agilidade e competência, mas, principalmente, pela alegria contagiante em todos os momentos.

E, em especial...

Ao príncipe Fábio Luiz Buranelo Toral.

À minha família, que é grande parte do meu coração.

Aos amigos de perto e de longe, sempre se fazendo tão presentes.

Sem vocês, nada teria sentido e graça. Muito obrigada, meus queridos.

RESUMO

Esta pesquisa investigou o uso da avaliação de ciclo de vida (ACV) na análise e gerenciamento de impactos ambientais (IA) de sistemas de tratamento de esgoto doméstico (STED). Inicialmente, estruturaram-se inventários de ciclo de vida (ICV) da fase operacional de seis STED aplicáveis às condições brasileiras: i) lagoa facultativa (LF); ii) lagoa anaeróbia (LA) + LF; iii) LA + LF + lagoa de maturação; iv) reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) + sistema de alagados construídos (SAC); v) UASB+FBP (filtro biológico percolador); e vi) UASB + lodos ativados convencional. As maiores diferenças, proporcionalmente, entre os STED relacionaram-se à produção de lodo e às emissões atmosféricas, tendo sido, por exemplo, a emissão de metano 22 vezes superior no sistema UASB + SAC comparativamente ao sistema composto por LF. Estes resultados indicaram a necessidade de contemplação da produção e destinação dos subprodutos da operação no escopo das ACV para uma visualização mais fidedigna dos STED. Pela ACV dos sistemas UASB + SAC e UASB + FBP sob duas diferentes rotas de destinação do biogás e do lodo, observou-se que, de maneira geral, o modelo UASB + FBP obteve melhores resultados na rota mais sofisticada, *caldeira + biofertilizante* do que na rota *flare + aterro*, em função, principalmente, de sua maior produção de lodo. Todavia, o potencial de IA relacionado à cal virgem demonstrou a necessidade de investigação de processos higienizadores alternativos à cal, confirmando a hipótese de que o gerenciamento dos subprodutos é determinante para a melhoria da sustentabilidade ambiental dos STED. A partir do estudo de caso de uma estação de tratamento de esgoto (ETE) de grande porte, constatou-se que o uso do biogás gerado na estação para cogeração (energia e calor) diminuiu os potenciais de IA da estação. Verificou-se, também, a viabilidade de uso do excedente energético da ETE para secagem do lodo, sendo possível especular que este cenário poderia ter resultados melhores se o lodo fosse usado como biofertilizante, já que há a expectativa de que a exposição térmica possa resultar em higienização do lodo. A partir dos estudos realizados foi possível a validação do modelo metodológico proposto de ICV para a fase de operação e também para as rotas alternativas de gerenciamento dos subprodutos gerados pelos SETD. Também se constatou que a ACV pode contribuir efetivamente para a discussão acerca dos parâmetros exigidos pela legislação, dada a confirmação da necessidade de gerenciamento dos subprodutos produzidos para melhoria da performance ambiental destas unidades.

ABSTRACT

This research has investigated the use of Life Cycle Assessment (LCA) in the analysis and management of environmental impact (EI) of domestic sewage treatment systems (DSTS). At first, life cycle inventories (LCI) of the operational phase of DSTS applicable to Brazilian conditions were structured as follows: i) facultative lagoon (FL); ii) anaerobic lagoon (AL) + FL; iii) AL + FL + maturation lagoon; iv) upflow anaerobic sludge blanket (UASB) + constructed wetlands system (CWS); v) UASB + PBF (percolator biological filters); and vi) UASB + conventional activated sludge. The major differences in proportion among the DSTS relate to sludge production and atmospheric emissions with, for instance, the emission of methane having been 22 times higher in the UASB + CWS system, compared to the system composed of FL. These results indicate the need to contemplate the production and destination of the operation byproducts within the scope of the LCA to a more faithful visualization of the DSTS. By means of the LCA of the UASB + CWS and UASB + PBF systems under two different routes of destination of biogas and sludge, it was observed that, in general, the UASB + PBF model performed better results in the most sophisticated route (*boiler + biofertilizer*) rather than in the *flare + landfill* route, due to a higher sludge production. However, the EI potential related to quicklime demonstrated the need to investigate sanitizer processes alternative to lime, confirming the hypothesis that the management of byproducts is crucial to improve of environmental sustainability of DSTS. From the case study of a large sewage treatment plant (STP), it was found that the use of biogas generated at the station for cogeneration (energy and heat) decreases the potential of EI at the station. Also, the feasibility of the STP exceeding energy use for sludge drying was verified, with the possibility to speculate that this scenario might have had better results if the sludge had been used as biofertilizer, once there is expectation that the thermal exposure can result in sludge sanitizing. From the performed studies it was possible to validate the LCI methodological model proposed to the operation phase and to the alternative routes for management of byproducts generated by DSTS. It was also found that the LCA can effectively contribute to the discussion about the parameters required by legislation, given the confirmation of the need for management of byproducts generated for the improvement of the environmental performance of these units.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	vii
LISTA DE TABELAS.....	viii
LISTA DE SIGLAS.....	x
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO DA LITERATURA.....	4
2.1 A avaliação de ciclo de vida	4
2.1.1 Estrutura metodológica para ACV	4
2.1.2 Tipos, fontes e requisitos de qualidade dos dados.....	5
2.1.3 Comparações entre sistemas.....	6
2.1.4 Revisão crítica – considerações.....	6
2.1.5 Seleção de categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização	9
2.2 A ACV e os impactos ambientais	10
2.3 Métodos de análise de impactos	13
2.4 A importância de inventários de ciclo de vida regionalizados	13
2.4.1 Estado da arte dos ICV brasileiros	17
2.4.2 Colaboração da academia para os ICV brasileiros	18
2.4.3 Colaboração do setor industrial e/ou privado para os ICV brasileiros.....	20
2.5 Aplicação de ACV em sistemas de tratamento de esgoto	20
2.5.1 Tratamento de esgoto doméstico no Brasil.....	20
2.5.2 O esgoto doméstico e as suas diferenças regionais	21
2.5.3 A escolha por um sistema de tratamento de esgoto considerando a sustentabilidade ambiental dos mesmos.....	22
2.5.4 Ferramentas auxiliares à escolha entre sistemas.....	23
2.5.5 Estado da arte do uso de ACV em estudos de sistemas de tratamento de esgoto.....	24
2.5.6 Iniciativas em pesquisa para o uso de ACV em sistemas de esgotamento sanitário.	26
3 PREMISSAS E HIPÓTESES	28
4 OBJETIVOS	30
4.1 Objetivo geral	30
4.2 Objetivos específicos	30
5 ESTRUTURAÇÃO DE INVENTÁRIOS DE CICLO DE VIDA NACIONAIS DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO SIMPLIFICADOS	31
5.1 Introdução	31
5.2 Material e métodos.....	36
5.2.1 Objetivo e escopo do trabalho	36
5.2.2 Inventário de ciclo de vida (ICV).....	36
5.2.2.1 Caracterização qualitativa e quantitativa das emissões dos sistemas de tratamento de esgoto doméstico (STED).....	37
5.3 Resultados e discussão.....	40
5.4 Conclusões	43
6 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE DOIS SISTEMAS SIMPLIFICADOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO, EM FUNÇÃO DO GERENCIAMENTO DOS SUBPRODUTOS GERADOS	45
6.1 Introdução	45
6.2 Material e métodos.....	46

6.2.1	Objetivo e escopo do trabalho	46
6.3	Inventário de ciclo de vida (ICV)	47
6.3.1	Caracterização qualitativa e quantitativa das emissões (e produções) dos sistemas de tratamento de esgoto doméstico (STED), incluindo as rotas de gerenciamento do lodo e biogás	49
6.4	Resultados	61
6.4.1	Análise comparativa dos STED e rotas de gerenciamento dos subprodutos lodo e biogás.....	61
6.5	Conclusões	70
7	AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE UMA ETE POR LODOS ATIVADOS CONVENCIONAL DECORRENTE DA IMPLANTAÇÃO DE UM SISTEMA DE COGERAÇÃO. ESTUDO DE CASO: ETE ARRUDAS, BELO HORIZONTE	71
7.1	Introdução	71
7.2	Material e métodos.....	72
7.2.1	Objetivo e escopo do trabalho	72
7.2.2	Inventário de ciclo de vida (ICV)	72
7.2.3	Estudo de caso: ETE Arrudas.....	75
7.2.3.1	Caracterização quantitativa e qualitativa das emissões durante a operação da ETE Arrudas e da estação termoeétrica.....	76
7.2.4	Avaliação do impacto de ciclo de vida.....	86
7.3	Resultados	86
7.3.1	Identificação dos pontos críticos relacionados ao consumo energético na operação da ETE Arrudas no ano de 2009	86
7.3.2	Análise comparativa entre cenários em função do balanço de energia na ETE Arrudas..	87
7.4	Conclusões	94
8	CONSIDERAÇÕES FINAIS	96
9	RECOMENDAÇÕES	97
10	REFERÊNCIAS	98
11	APÊNDICE A - INVENTÁRIOS DE CICLO DE VIDA UTILIZADOS E RESPECTIVOS ELEMENTOS NO BANCO DE DADOS ECOINVENT DISPONÍVEIS NO SIMAPRO.....	108
12	APÊNDICE B - INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA DOS STED UASB+SAC E UASB+FBP, INCLUINDO SUAS ROTAS DE GERENCIAMENTO DE SUBPRODUTOS: ENTRADAS E SAÍDAS QUANTIFICADAS EM FUNÇÃO DA UNIDADE FUNCIONAL 1 M³ DE ESGOTO TRATADO	109
13	APÊNDICE C - INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA DA ETE ARRUDAS, INCLUINDO SUAS ROTAS DE GERENCIAMENTO DE SUBPRODUTOS: ENTRADAS E SAÍDAS QUANTIFICADAS EM FUNÇÃO DA UNIDADE FUNCIONAL 1 M³ DE ESGOTO TRATADO	112

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Estágios do ciclo de vida de um produto	4
Figura 2.2 – Limites para a cadeia de processos do sistema de tratamento de esgoto	7
Figura 2.3 – Elementos da fase de AICV	9
Figura 2.4 – Conceito de indicadores de categoria de impacto	10
Figura 2.5 – Evolução temporal do número de dissertações e teses produzidas no Brasil no período de 1997 a 2012 sobre o tema ACV.....	18
Figura 6.1 – Escopo dos sistemas de tratamento	48
Figura 6.2 – Impactos ambientais relacionados aos STED em função das rotas de gerenciamento dos subprodutos lodo e biogás	61
Figura 6.3 – Impactos ambientais relacionados ao calcário (<i>limestone</i>) e à cal virgem (<i>quicklime</i>).....	64
Figura 6.4 – Características típicas dos STED avaliados: demanda de área; custos de implantação e custos de operação e manutenção.....	69
Figura 7.1 – Fluxo de massa na ETE Arrudas no ano de 2009	74
Figura 7.2 – Vista aérea: ETE Arrudas.....	75
Figura 7.3 – Impactos relacionados à operação da ETE Arrudas em função dos cenários analisados – sem considerar a destinação do lodo produzido	87
Figura 7.4 – <i>Cenário base</i> : impactos relacionados à operação da ETE Arrudas	88
Figura 7.5 – <i>Cenário cogeração</i> : impactos relacionados à operação da ETE Arrudas.....	89
Figura 7.6 – <i>Cenário cogeração 100% A. T.</i> : impactos relacionados à operação.....	90
Figura 7.7 - Impactos relacionados à operação da ETE Arrudas em função dos cenários analisados considerando a destinação (transporte e aterramento) do lodo produzido.....	91
Figura 7.8 – <i>Cenário base</i> : impactos relacionados à operação da ETE Arrudas incluindo a disposição do lodo em aterro sanitário	92
Figura 7.9 – <i>Cenário cogeração</i> : impactos relacionados à operação da ETE Arrudas incluindo a disposição do lodo em aterro sanitário	93
Figura 7.10 – <i>Cenário cogeração 100% A. T.</i> : impactos relacionados à operação da ETE Arrudas incluindo a disposição do lodo em aterro sanitário	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Processos considerados em diferentes cenários de tratamento.....	6
Tabela 2.2 – Bancos de dados de ICV por regiões de abrangência e formas de acesso (continua).....	15
Tabela 2.3 – Participação em número de trabalhos defendidos no campo da ACV por instituições de ensino e pesquisa nacionais entre os anos de 1997 e 2013.....	19
Tabela 2.4 – Grupos de pesquisa em ACV no Brasil por instituição e área predominante.....	19
Tabela 2.5 – Breve apanhado sobre o <i>estado da arte</i> no uso de avaliação do ciclo de vida (ACV) em sistemas de tratamento de esgoto (continua).....	24
Tabela 3.1 – Resumo das hipóteses, dos parâmetros de verificação e	29
Tabela 5.1 – Sistemas de tratamento de esgoto doméstico recorrentes em municípios do Brasil e América Latina e Caribe	31
Tabela 5.2 – Características típicas dos STED, expressos em valores per capita	35
Tabela 5.3 – Características adotadas para o afluente adotado nos STED.....	37
Tabela 5.4 – Eficiência média de remoção de poluentes no esgoto doméstico.....	37
Tabela 5.5 – Caracterização esperada do efluente após tratamento nos STED.....	38
Tabela 5.6 – Produção de lodo nos STED.....	40
Tabela 5.7 – Resíduo produzido no tratamento preliminar	40
Tabela 5.8 – Inventário de ciclo de vida de seis sistemas simplificados de tratamento de esgoto doméstico – unidade funcional m ³ de esgoto.....	42
Tabela 6.1 – Características adotadas para o afluente (esgoto bruto)	48
Tabela 6.2 – Caracterização esperada do efluente após tratamento nos STED.....	49
Tabela 6.3 – Emissões atmosféricas pela queima do biogás do reator UASB	50
Tabela 6.4 – Calor produzido pela queima do biogás de reator UASB	51
Tabela 6.5 – Produção de lodo nos STED.....	52
Tabela 6.6 – Consumo de cal virgem e produção do biofertilizante	52
Tabela 6.7 – Créditos de nutrientes (NPK) ao sistema.....	53
Tabela 6.8 – Gases oriundos da aplicação do biofertilizante	54
Tabela 6.9 – Gases oriundos do aterramento do lodo.....	56
Tabela 6.10 – Caracterização do lixiviado de aterro sanitário e eficiência	57
Tabela 6.11 – Emissões do lixiviado do aterro sanitário para a água.....	58
Tabela 6.12 – Emissão de metano correspondente ao lodo aterrado.....	58
Tabela 6.13 – Gases emitidos durante a operação do aterro sanitário.....	59
Tabela 6.14 – Emissões atmosféricas da <i>queima</i> do biogás do aterro sanitário.....	60

Tabela 6.15 – Transporte: ^(*) tkm necessários à disposição do lodo	60
Tabela 7.1 – Caracterização do afluente e efluente da ETE Arrudas no ano 2009	77
Tabela 7.2 – Carga de sólidos voláteis produzida nos digestores de lodo	78
Tabela 7.3 – Estimativa diária da produção de biogás e metano na ETE Arrudas no ano de 2009	78
Tabela 7.4 – Emissão de gases durante a queima do biogás em <i>flare</i> – <i>cenário base</i>	79
Tabela 7.5 – Emissão de gases de exaustão em microturbina a biogás –	79
Tabela 7.6 – Distribuição do consumo energético da ETE Arrudas no ano 2009.....	80
Tabela 7.7 – Cálculo da produção de lodo na ETE Arrudas a ser disposto em aterro	82
Tabela 7.8 – Transporte: tkm ^(*) necessários diariamente à disposição em aterro sanitário do lodo produzido na ETE Arrudas no ano de 2009	83
Tabela 7.9 – Produção de metano e biogás pelo aterramento do lodo na ETE Arrudas	84
Tabela 7.10 – Produção de biogás e metano relacionada ao aterramento do lodo	85
Tabela 7.11 – Gases emitidos de forma direta pelo aterramento do lodo	85
Tabela 7.12 – Gases emitidos pela queima do biogás de aterro sanitário em <i>flare</i>	85

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação de ciclo de vida
AICV	Avaliação do impacto de ciclo de vida
AT	Acidificação terrestre
BD	Banco de dados
CED	<i>Cumulative energy demand</i>
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DCO	Depleção da camada de ozônio
DQO	Demanda química de oxigênio
ECA	Ecotoxicidade aquática
ECT	Ecotoxicidade terrestre
EUT	Eutrofização de água doce
FBP	Filtro biológico percolador
FINEP	Financiadora de Estudos e Projetos
FOF	Formação de oxidantes fotoquímicos
IBICT	Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia
ICV	Inventário de ciclo de vida
ISSO	<i>International Organization for Standardization</i>
IWA	<i>International Water Association</i>
LAC	Lodos ativados convencional
MC	Mudanças climáticas

MCTI	Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação
PCT	Pequena central termoelétrica
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SAC	Sistema de alagados construídos
SICV	Sistema de inventários de ciclo de vida
SST	Sólidos suspensos totais
ST	Sólidos totais
STED	Sistema de tratamento de esgoto doméstico
SV	Sólidos voláteis
TH	Toxicidade humana
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>

1 INTRODUÇÃO

Os sistemas de tratamento de esgoto doméstico (STED) objetivam contribuir para a diminuição de impactos relacionados à depleção de oxigênio, à eutrofização, ao lançamento de substâncias tóxicas nos corpos receptores e aos danos à saúde humana. Sendo assim, é indiscutível o caráter ambientalmente favorável desses sistemas. No entanto, o consumo de energia, o uso de compostos químicos, as emissões para a atmosfera e a produção de subprodutos sólidos não os eximem de serem geradores de impactos ambientais negativos. Esta realidade faz com que a escolha entre tipos de tratamento apresente-se de forma desafiadora, já que diversas variáveis podem interferir na sustentabilidade ambiental dos mesmos, além dos fatores referentes aos custos e à tecnologia apropriada.

A ACV (avaliação de ciclo de vida) é conhecida por ser uma metodologia capaz de compilar e avaliar entradas, saídas e potenciais impactos ambientais de um sistema ou produto ao longo do seu ciclo de vida e tem sido utilizada na análise de STED já com sucesso há aproximadamente duas décadas. A variedade de iniciativas ao redor do mundo, principalmente para padronização dos estudos e construção de bancos de dados específicos, sinaliza que a metodologia será consolidada como importante suporte na área do tratamento do esgoto.

Para o uso da ACV, bancos de dados devem ser constituídos por informações de caráter ambiental, conhecidos como inventários de ciclo de vida (ICV). Estes ICV contêm, então, informações relacionadas ao gasto de energia, emissões atmosféricas, efluentes líquidos e resíduos sólidos, sobre a produção de bens de consumo, disponibilização de recursos energéticos e, ainda, a respeito da realização de serviços (ABNT, 2009a). Dessa maneira, para a confiabilidade de uma ACV é imprescindível que a mesma seja realizada a partir de ICV que contenham informações regionalizadas.

Com isso, o presente trabalho apresenta-se com um caráter inédito e busca contribuir para a melhoria da sustentabilidade ambiental dos STED no Brasil, ao fornecer informações que subsidiem a análise e o gerenciamento dos potenciais impactos ambientais associados a estes sistemas, usando princípios da ACV.

Neste sentido, o Capítulo 2 apresenta a revisão da literatura sobre a avaliação de ciclo de vida e sobre a importância de inventários de ciclo de vida regionalizados e o conhecimento das características ambientais locais para o sucesso da metodologia ACV em sistemas de

tratamento de esgoto. Esse capítulo pode ser tratado como a justificativa do trabalho, problematizando as demandas contemporâneas mais urgentes do saneamento em termos de avaliação de seus impactos ambientais e demonstrando o potencial do uso da ACV ao encontro dessas.

Nos Capítulos 3 e 4 são apresentadas as hipóteses e objetivos do trabalho. Em *Hipóteses e premissas* são apresentadas as hipóteses que nortearam a pesquisa e as premissas que as motivaram, de forma a qualificar o desenvolvimento da tese. Os objetivos específicos relacionam-se, assim, diretamente a cada uma das hipóteses levantadas e culminam nos capítulos que se seguem. Os detalhes metodológicos são tratados em cada capítulo, de forma exclusiva e independente.

Apesar de o trabalho apresentar, inicialmente, uma revisão bibliográfica, a tese foi estruturada de tal forma que os capítulos possuam revisões específicas dos temas e em todos são incluídos os itens introdução, material e métodos, resultados e conclusões.

Em referência ao primeiro objetivo específico da tese, o Capítulo 5 aborda a *Estruturação de inventários de ciclo de vida nacionais de sistemas de tratamento de esgoto doméstico simplificados*. Neste capítulo são exibidos inventários de ciclo de vida de seis diferentes STED. São três sistemas de lagoas de estabilização que figuram entre os mais adotados em municípios com até 50.000 habitantes (80% do total de municípios brasileiros): lagoa facultativa; lagoa anaeróbia + lagoa facultativa e lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação; e três sistemas combinados anaeróbio/aeróbio, constituídos por reator de fluxo ascendente (UASB) + pós-tratamentos: sistema de alagados construídos (SAC); filtro biológico percolador (FBP) e lodos ativados convencional (LAC).

O Capítulo 6, *Avaliação do desempenho ambiental de dois sistemas simplificados de tratamento de esgoto doméstico, em função do gerenciamento dos subprodutos gerados*, retrata a expansão dos ICV, apresentados no capítulo anterior, aos sistemas UASB + SAC e UASB + FBP para além da fase de operação dos mesmos, incorporando ao escopo de análise o gerenciamento do lodo e do biogás produzido em duas diferentes rotas. Este exercício, além de permitir a avaliação do impacto de ciclo de vida dos sistemas, possibilitou o desenho de uma metodologia de sistematização de dados referentes aos STED, incluindo a simulação de um aterro sanitário compatível aos cenários propostos e o inventário de um biofertilizante agrícola, possíveis de serem estendidos a outros estudos.

O Capítulo 7 refere-se à *Avaliação do desempenho ambiental de uma estação de tratamento de esgoto por lodos ativados convencional decorrente da implantação de um sistema de cogeração de eletricidade e calor. Estudo de caso: ETE Arrudas, Belo Horizonte*. Neste capítulo é demonstrada a amplitude das melhorias advindas da implantação de uma estação termoelétrica em função da aplicação da energia produzida por esta termoelétrica. Este ensaio evidenciou a relevância da ACV para o entendimento e gerenciamento de STED já em funcionamento, em busca de melhorias de desempenho.

O Capítulo 8, *Considerações finais*, apresenta uma discussão confrontando os resultados obtidos com os objetivos propostos, sintetizando as conclusões obtidas nos capítulos específicos e a real contribuição da presente tese.

O Capítulo 9, *Recomendações*, lista algumas sugestões para a continuidade do trabalho. A relação das referências bibliográficas é apresentada no último capítulo.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 A avaliação de ciclo de vida

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia utilizada para o estudo das cargas ambientais associadas aos diversos estágios de um sistema ou produto, pelo levantamento e quantificação da energia e dos materiais necessários (entradas) e dos resíduos e emissões liberados ao meio ambiente (saídas). Como instrumento de gestão, a ACV permite ao responsável pela decisão escolher uma alternativa considerando seus aspectos técnicos e seu desempenho ambiental, além de auxiliar na identificação de oportunidades de melhoria no ciclo de vida em estudo. A Figura 2.1 apresenta os possíveis estágios de ciclo de vida que podem ser considerados numa ACV e as típicas entradas/saídas medidas.

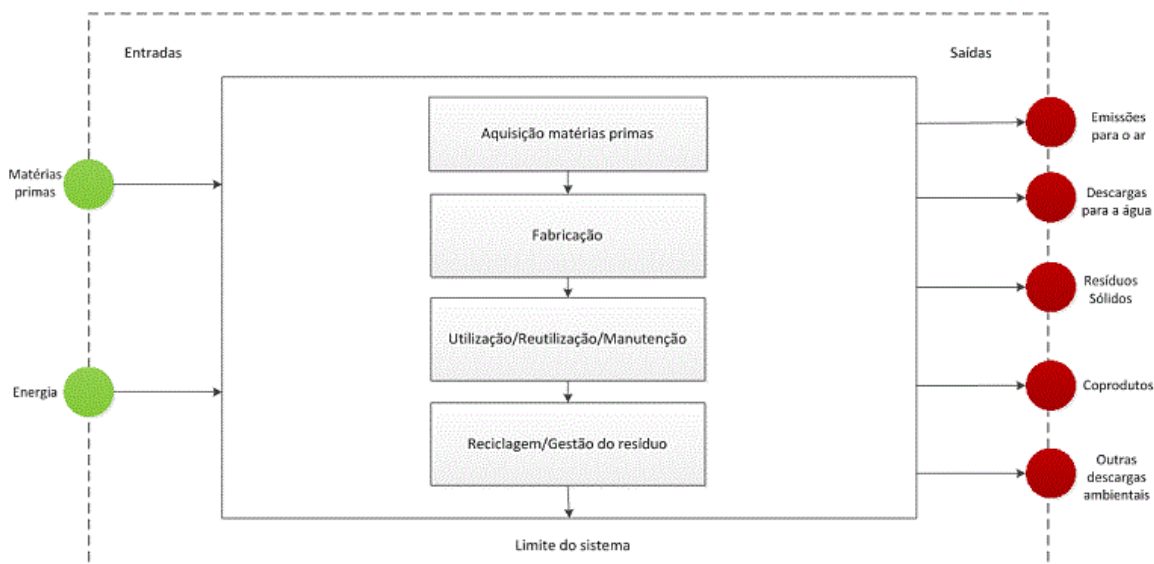


Figura 2.1 – Estágios do ciclo de vida de um produto
Fonte: Adaptado de USEPA (2006)

2.1.1 Estrutura metodológica para ACV

Os estudos de ACV podem ser divididos em quatro fases principais, como descrito na norma ISO 14.040 (ABNT, 2009a):

Fase 1: Definição de objetivo e escopo

Esta etapa busca definir o propósito e extensão do estudo, a partir do estabelecimento de suas fronteiras, ou seja, quais processos envolvidos no ciclo de vida do objeto avaliado serão abordados ou não. Segundo a Norma ISO 14.040 (ABNT, 2009a), “o objetivo de um estudo

ACV deve expor de forma não ambígua a aplicação planejada, as razões para levar a cabo o estudo e a audiência pretendida, como por exemplo, a quem são comunicados os resultados do estudo”. Na definição de âmbito de um estudo ACV, devem ser considerados e claramente descritos os seguintes itens: as funções do sistema de produto ou, no caso de estudos comparativos, os sistemas; a unidade funcional; o sistema de produto a ser estudado; os limites do sistema de produto; os procedimentos de alocação; as categorias de impacto e metodologias de análise de impacto e subsequente interpretação a ser utilizada; requisitos dos dados; pressupostos; limitações; requisitos iniciais de qualidade dos dados; tipo de revisão crítica, se necessário; tipo e formato do relatório requerido para o estudo.

A unidade funcional (UF) é uma medida do desempenho das saídas funcionais do sistema de produto, que se constitui como a referência diante da qual as entradas e as saídas são relacionadas. Esta referência é necessária para assegurar que a comparabilidade dos resultados da ACV seja feita numa base comum (ABNT, 2009a), sendo particularmente crítica quando diferentes sistemas serão avaliados. Assim, as aparentes discrepâncias entre estudos de ACV relatados na literatura surgem porque os sistemas não são especificados convenientemente numa base comparável ou porque sistemas diferentes são comparados (ROELEVELD *et al.*, 1997).

A fronteira do sistema define os processos elementares a serem incluídos na ACV. A norma ISO 14.040 afirma que, idealmente, é conveniente que o sistema de produto seja modelado de tal forma que as entradas e saídas na sua fronteira sejam fluxos elementares (ABNT, 2009a). Vários fatores determinam os limites do sistema, incluindo a aplicação pretendida do estudo, as suposições feitas, o critério “cut-off”, as restrições de dados e custos, e a audiência pretendida.

Também nesta etapa, segundo a ISO 14.044 (ABNT, 2009b), devem ser determinadas quais categorias de impacto, indicadores das categorias e modelos de caracterização serão incluídos no estudo da ACV e estes devem ser harmonizados com o objetivo do estudo.

2.1.2 Tipos, fontes e requisitos de qualidade dos dados

Segundo a ISO 14.044, os dados a serem selecionados para uma ACV podem ser coletados nos locais de produção associados aos processos elementares dentro da fronteira do sistema, ou podem ser obtidos, ou calculados a partir de outras fontes. Dessa forma, na prática, todas as informações podem incluir uma mistura de dados medidos, calculados ou estimados

(ABNT, 2009b). Os requisitos de qualidade dos dados especificam, em termos gerais, as características dos dados necessárias para o estudo e devem ser definidos a fim de atingir os objetivos e âmbito do estudo ACV, abrangendo (ABNT, 2009b): cobertura temporal; cobertura geográfica; cobertura tecnológica; precisão, integridade e representatividade dos dados; consistência e reprodutibilidade dos métodos utilizados ao longo da ACV; fontes dos dados e sua representatividade; incerteza da informação. Quando um estudo é utilizado para suportar uma declaração comparativa que é revelada ao público, os requisitos de qualidade dos dados mencionados anteriormente devem ser referidos.

2.1.3 Comparações entre sistemas

Em estudos comparativos, a ISO 14.040 (ABNT, 2009a) estipula que a equivalência dos sistemas a serem comparados deve ser avaliada antes da interpretação dos resultados. Os sistemas devem ser confrontados utilizando a mesma unidade funcional e considerações metodológicas equivalentes, tais como: desempenho, limites do sistema, qualidade dos dados, procedimentos de alocação, regras de decisão na avaliação de entradas e saídas e análise de impacto. Quaisquer diferenças entre sistemas relativamente a estes parâmetros devem ser identificadas e relatadas. Um exemplo de avaliação comparando diferentes cenários, especificamente para STED, é dado por Roeleveld *et al.* (1997) por meio de um estudo de caso na Holanda, no qual foram apreciados quatro cenários, em referência à variação de DQO, DBO, N, P e micropoluentes, além da avaliação de um cenário nulo, onde o esgoto era descarregado sem tratamento diretamente no curso d'água (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 – Processos considerados em diferentes cenários de tratamento

	Remoção de matéria orgânica	Nitrificação	Desnitrificação	Remoção de fósforo	Polimento do efluente
Cenário 0	não	não	não	não	não
Cenário 1	sim	sim	não	não	não
Cenário 2	sim	sim	sim	não	não
Cenário 3	sim	sim	sim	sim	não
Cenário 4	sim	sim	sim	sim	sim

Fonte: ROELEVELD *et al.* (1997)

2.1.4 Revisão crítica – considerações

A revisão crítica é uma técnica para verificar se um estudo de ACV satisfaz os requisitos quanto à metodologia, dados e relatório, devendo ser realizada por especialistas familiarizados com os requisitos destas normas e com os necessários conhecimentos técnicos e científicos (ABNT, 2009a).

Fase 2: Análise de inventário do ciclo de vida (ICV)

Para análise do inventário, devem ser coletados os dados qualitativos e quantitativos para cada processo unitário que esteja incluído dentro dos limites do sistema (ABNT, 2009b). Os dados devem ser baseados num período de tempo, que seja suficientemente longo para atenuar comportamentos anormais, tais como paragens de máquinas ou perturbações no processo (VIGON *et al.*, 1995). A norma ISO 14.044 ainda 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 para as condições de operação associadas a cada processo elementar e das unidades utilizadas. A norma ISO 14.044 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).

Em se tratando de plantas de tratamento de esgoto, Doka (2009) apresentou o fluxograma ilustrado na **Figura 2.2** para delimitar o escopo a ser considerado em suas avaliações. O recorte em azul representa o sistema em operação, propriamente dito.

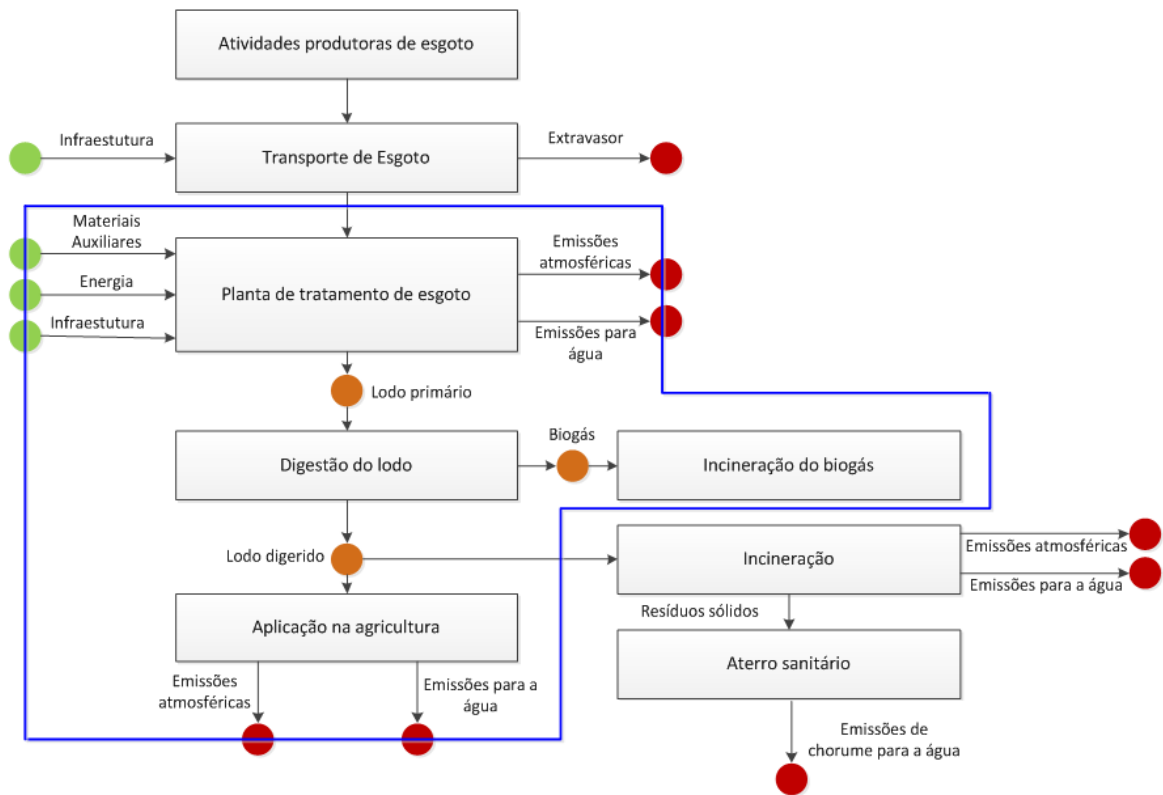


Figura 2.2 – Limites para a cadeia de processos do sistema de tratamento de esgoto

Fonte: DOKA (2009)

Quando o ciclo de vida do produto, material ou serviço estudado impacta outros ciclos de vida não incluídos no sistema em análise, é necessário aplicar regras de alocação. Alocar é, então, o ato de distribuir a cada função do processo a sua quota-parte de responsabilidade pelas cargas ambientais causadas pelos processos e transportes num ciclo de vida. A norma ISO 14.044 dita que a alocação seja evitada, sempre que possível, e sugere, para tal, a expansão do sistema de produto, de modo a incluir as funções adicionais relacionadas aos coprodutos (ABNT, 2009b).

Fase 3: Avaliação do impacto do ciclo de vida – AICV

Num contexto de ACV, a análise de impacto pode servir a dois objetivos (SETAC, 1993): tornar os dados de inventário mais relevantes pelo aumento do conhecimento acerca dos potenciais impactos ambientais; e facilitar a agregação e interpretação dos dados de inventário em formas que sejam mais manejáveis e significativas para a tomada de decisão.

A ACV é vista como uma ferramenta útil para uma investigação sistemática dos impactos ambientais dos sistemas de esgoto. Para ACV projetadas para o planejamento estratégico de gestão de esgoto, o desenvolvimento de avaliação de impacto e processo de avaliação são altamente recomendáveis (HUEGEL, 2000, citado por REMY, 2010).

Para uma AICV, os impactos são definidos como as consequências causadas pelos fluxos de entrada e de saída de um sistema na saúde humana, plantas e animais, ou a disponibilidade futura dos recursos naturais. Os procedimentos de AICV podem ser distinguidos entre procedimentos “fase única” e procedimentos “multifase”. A principal razão para uma abordagem fase única é a sua simplicidade de aplicação. Neste procedimento, a saída da fase “Análise de Inventário” é diretamente relacionada com alguns valores de referência (como normas de qualidade ambiental ou custos de redução de emissões) seguida pela agregação dos valores resultantes. São exemplos deste procedimento os métodos “Volume Crítico”, “Ecopontos” e “EPS”. Devido, sobretudo, à sua maior transparência, o procedimento multifase tem sido, em princípio, preferido (FERREIRA, 2004). A fase AICV compreende uma série de elementos obrigatórios e de elementos opcionais, conforme ilustrado na Figura 2.3.

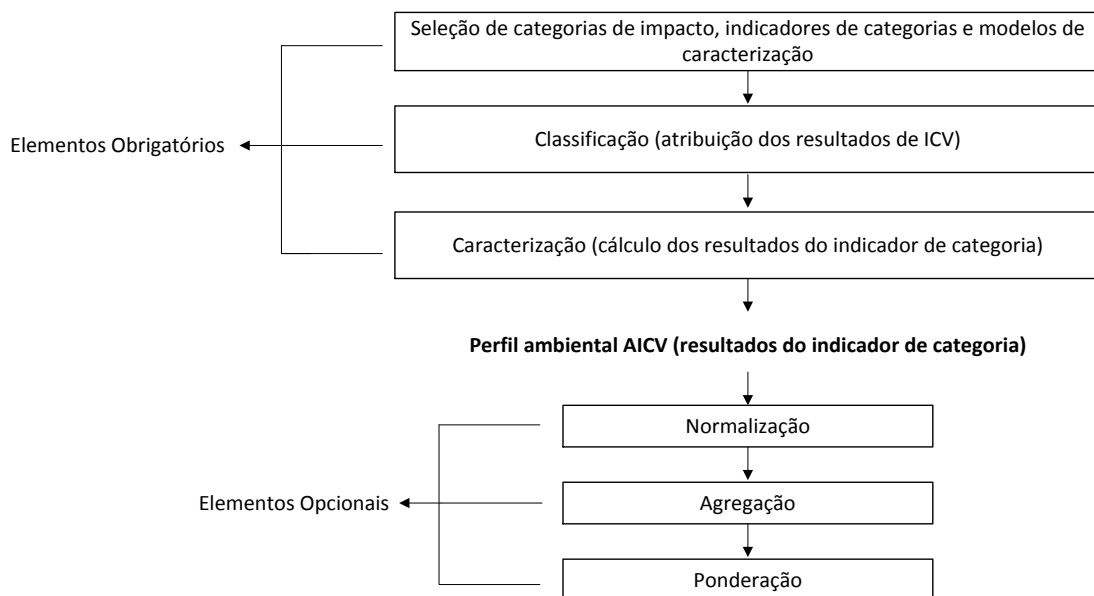


Figura 2.3 – Elementos da fase de AICV
Fonte: ABNT (2009b)

Os elementos obrigatórios convertem os resultados do ICV em resultados de indicador de categoria (perfil ambiental) para as diferentes categorias de impacto e os elementos opcionais servem para normalizar, agrupar ou pesar os resultados do indicador e técnicas de análise de qualidade dos dados.

2.1.5 Seleção de categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização

A seleção de categorias de impacto é o primeiro passo numa AICV, que irá ser considerado como parte da ACV global. Este passo deve ser executado durante a fase inicial de definição de objetivos e escopo, para orientar o processo de coleta de dados de ICV e as reconsiderações seguintes a esta fase. O indicador de categoria pode ser escolhido ao longo do mecanismo ambiental entre os resultados de ICV e os pontos finais de categoria, conforme ilustrado na Figura 2.4 (ABNT, 2009b).

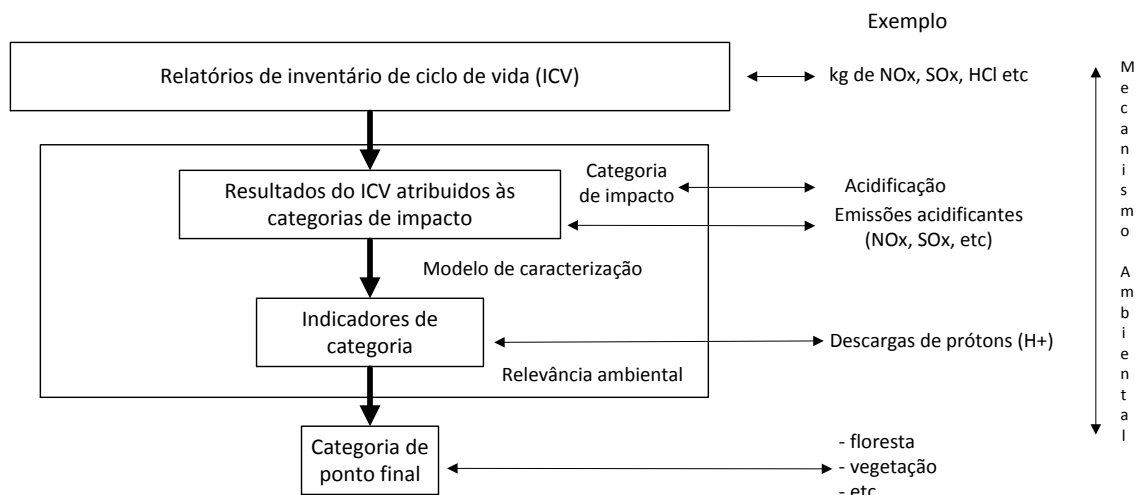


Figura 2.4 – Conceito de indicadores de categoria de impacto
Fonte: Adaptada de ISO 14.044 (ABNT, 2009b)

Fase 4: Interpretação do ciclo de vida

A partir dos resultados da análise de inventário e da avaliação de impacto, em relação ao objetivo e escopo, buscam-se conclusões e recomendações. Isto, considerando que os resultados da análise do ICV são baseados em uma abordagem relativa, que indica efeitos ambientais potenciais e que não prevê impactos reais sobre pontos finais de categoria, a extrapolação de limites e de margens de segurança ou riscos. Estas quatro fases são interdependentes, sendo possível o retorno a uma delas em qualquer momento do estudo.

2.2 A ACV e os impactos ambientais

Como a ACV contempla também a contribuição para o impacto ambiental gerado, é permitida a esta a estimativa dos impactos potenciais cumulativos resultantes de todos os estágios do processo produtivo, frequentemente incluindo impactos não considerados nos outros processos tradicionais de análise. Como resultado final, a inserção desses impactos fornece uma visão mais abrangente dos aspectos ambientais e um quadro mais apurado de trocas ambientais na seleção de produtos ou serviços a partir de uma ferramenta capaz de indicar de forma precisa não apenas as perdas e os ganhos ambientais. Permite conhecer, ainda, quais os processos responsáveis pela taxa elevada em cada ponto, auxiliando aos tomadores de decisão, quando utilizada como instrumento de gerenciamento, em escolhas que gerem menor impacto ao meio ambiente, sem que haja a omissão dos aspectos técnicos relacionados.

Os impactos ambientais geram novos valores na sociedade, os quais são convertidos em legislações mais rigorosas, sistema de produção padronizado ambientalmente, mercados com exigências ambientais e novas áreas de atuação (RODRIGUES *et al.*, 2008). Na política ambiental, os instrumentos de comando e controle, como são chamados os regulamentos e normas impostos pelo governo com o intuito de limitar ou determinar as atitudes dos agentes poluidores, são ainda os mais utilizados. Diferentemente destes, a ACV constitui uma ferramenta de autorregulação, onde o planejamento ambiental acontece de forma voluntária, apostando na redução de custos de produção e na vantagem competitiva, além de auxiliar o consumidor na escolha de produtos e processos menos nocivos ao meio ambiente (PEREIRA, 2004). Destaca-se, porém, que o estudo ACV não determina qual produto ou processo é o mais caro ou funciona melhor e, por isso, a informação desenvolvida num estudo ACV deve ser utilizada como componente de um processo de decisão que conta com outras componentes, quais sejam, o custo e a performance. Outro ponto importante refere-se à avaliação de impacto: impactos de curto prazo, agudos e locais são geralmente omitidos na metodologia de ACV, apesar de, por exemplo, uma das principais tarefas do tratamento de esgoto ser controlar, em especial, as emissões de curto prazo, agudas e locais (REMY, 2010).

A seguir, apresentam-se algumas categorias correntemente tratadas em estudos de avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV) de sistemas de tratamento de esgoto doméstico:

Mudanças climáticas (MC): a este impacto importam o CO₂, N₂O, CH₄ e outros gases que aumentam a radiação infravermelha na superfície terrestre e impedem a dispersão dos raios solares. Os níveis de emissão mais elevados desses gases agravam o efeito estufa e aumentam a temperatura terrestre. O potencial de aquecimento global é expresso em kg CO₂ equivalente/kg de emissão.

Depleção da camada de ozônio (DCO): o ozônio (O₃) é continuamente formado e destruído na atmosfera pela ação do sol e reações químicas. A chamada “camada de ozônio” situa-se na estratosfera e filtra os raios nocivos (UV) provenientes da luz solar, e sua diminuição acontece quando a taxa de destruição se eleva devido à emissão de substâncias à atmosfera que aumentam a catálise do O₃. A exposição a esses raios pode aumentar a ocorrência de problemas de pele, doenças oculares e interferências no ecossistema. O potencial de depleção da camada de ozônio de diversos gases é dado em termos de kg CFC-11 equivalente/kg emissão.

Acidificação terrestre (AT): é relacionada à emissão de substâncias solúveis (como SO₂, NO_x e NH₃) que, em reação com o vapor de água atmosférico, dão origem à chamada “chuva ácida” (H₂SO₄ e HNO₃). A deposição destes ácidos (causados além da chuva também por névoa, neve e orvalho) resulta em alterações na fauna e na flora locais e regionais, além de danificar estruturas e edificações. O potencial de acidificação de cada substância é expresso em kg SO₂ equivalente/kg emissão). O horizonte temporal é definido como infinito e a escala geográfica varia entre local e continental.

Eutrofização (EUT): refere-se à conseqüente elevação de biomassa no ambiente, pela disposição de nutrientes. Em meio aquático, o aumento de nutrientes leva à multiplicação de micro-organismos na lâmina d’água, impedindo a passagem de luz, o que diminui a taxa fotossintética e, conseqüentemente, o oxigênio dissolvido. Este quadro altera as condições naturais desses ambientes e afeta a diversidade local. O potencial de eutrofização é expresso como kg P equivalente/kg de emissão.

Toxicidade humana (TH): reporta-se a substâncias que apresentam características tóxicas e não biodegradáveis, como metais e compostos aromáticos, ocasionando problemas à saúde humana quando ingeridas ou inaladas. Os fatores de caracterização correspondentes a esse impacto consideram critérios como destino, exposição e efeitos da exposição às substâncias em um horizonte de tempo infinito. A toxicidade humana é expressa em kg de 1,4 diclorobenzeno equivalente/kg emissão.

Ecotoxicidade: pode ser *terrestre (ECT)* ou *aquática (ECA)* e diz respeito ao impacto causado por substâncias tóxicas emitidas para o ar, solo ou água sobre os ecossistemas correspondentes. Como consequência final desses impactos, observa-se a redução na produção agrícola e na biodiversidade da flora e da fauna. As categorias de *ecotoxicidade* são calculadas da mesma forma que a toxicidade humana, excluindo-se o horizonte de tempo. Os fatores de caracterização são expressos igualmente em kg 1,4 diclorobenzeno equivalente/kg emissão.

Formação de oxidantes fotoquímicos (FOF): também chamado de “smog fotoquímico” ou nevoeiro é fruto da reação fotoquímica entre óxidos de nitrogênio e substâncias orgânicas voláteis com a luz solar. Apresentam-se como uma barreira que pode diminuir a atividade da fotossíntese da flora pela redução da luminescência solar. Níveis muito elevados destes

poluentes também podem causar irritações, dores e problemas respiratórios. Os fatores de potencial de oxidantes fotoquímicos são calculados em kg etileno equivalente/kg emissão.

Demanda acumulada de energia (CED): é calculada pelo método individual de mesmo nome, e relaciona-se à somatória das energias de todas as fases do ciclo de vida do produto. Considera individualmente as energias fóssil e nuclear (não renováveis), além de biomassa, energia eólica, solar, geotérmica e hídrica (renováveis). A CED é expressa em MJ equivalente.

2.3 Métodos de análise de impactos

O método CML, desenvolvido por cientistas da *Center of Environmental Science of Leiden University*, foi, durante bastante tempo, o método mais utilizado nos trabalhos sobre ACV, devido às abrangentes categorias que considerava e por sua “abordagem orientada ao problema ambiental”. No entanto, em 2008, surgiu o método denominado ReCiPe, apresentado como uma evolução do método CML, que associava o CML (orientado ao problema) e o método Eco-Indicator 99 (orientado ao dano ambiental). Esse, então, passou a ser o método mais qualificado e, portanto, o mais utilizado dentro dos novos estudos, mesmo naqueles que consideram categorias de impacto avulsas/isoladas/reduzidas. O método CML organiza os impactos em dezoito categorias e o Eco-Indicator 99 em apenas três: Saúde Humana, Ecossistemas e Custos excedentes de recursos. O método ReCiPe inclui essas duas estratégias. Pesos são associados a estes últimos e os fatores ambientais da CML podem ser multiplicados por esses pesos (fatores de impacto) para agregá-los nessas três categorias, o que pode facilitar a análise. Todavia, há de se atentar para o aumento das incertezas que podem vir associadas (PRÉ, 2013).

2.4 A importância de inventários de ciclo de vida regionalizados

A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia de estudo das cargas ambientais associadas aos diversos estágios de um sistema ou produto pelo levantamento e quantificação da energia e dos materiais necessários e dos resíduos e emissões liberadas ao meio ambiente (ABNT, 2009a). Para estudos empregando a metodologia ACV são usados bancos de dados (BD) como apoio. Estes BD devem ser constituídos por informações de caráter ambiental (como gasto de materiais e energia, de emissões atmosféricas, de efluentes líquidos e de resíduos sólidos) sobre a produção de bens de consumo, disponibilização de recursos energéticos e, ainda, a respeito da realização de serviços (ABNT, 2009a). A compilação

dessas informações perfaz o inventário de ciclo de vida, ou ICV. Um dos critérios mais importantes para que uma ACV seja confiável é que a mesma seja realizada a partir de ICV que contenha informações regionalizadas dos diversos sistemas e subsistemas associados ao objeto estudado (VIGON *et al.*, 1995).

Contudo, também as características locais devem ser consideradas durante a análise global dos resultados obtidos pela ACV, já que mesmo países que possuem ICV próprios percebem influências em seus estudos quando avaliam diferentes pontos de seu mapa. No Brasil, há sete anos está em andamento o projeto Inventário do Ciclo de Vida para a Competitividade Ambiental da Indústria Brasileira (SICV-Brasil) do Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), porém o BD ainda não está disponível ao público.

Em sistemas de tratamento de esgoto doméstico (STED), os primeiros estudos usando ACV datam da década de 1990. Recentemente, a International Water Association (IWA) instituiu, motivada pelo grande número de trabalhos publicados com o tema e, especialmente, pela ausência de padrões metodológicos para as ACV e para o desenvolvimento de ICV regionais, o *IWA working group for life cycle assessment of water and wastewater treatment*. A Universidade Autônoma do México apresentou, no segundo semestre de 2013, o *Informe Técnico* intitulado *Water and sanitation: LAC cities adapting to climate change by making better use of their available bioenergy resources* no qual são apresentadas ACV dos nove sistemas de tratamento mais utilizados na região da América Latina e Caribe. No Brasil, o projeto *Avaliação da sustentabilidade de sistemas de manejo de águas residuárias de origem doméstica*, conduzido por treze universidades sob apoio da FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos do MCTI – Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação) também aponta para a ampliação da discussão do assunto em nosso país. Dessa forma, vislumbra-se que ICV representativos aos STED contribuam para o atendimento às demandas contemporâneas mais urgentes do saneamento em termos de avaliação de seus impactos ambientais.

Em estudo realizado em 47 regionais (prefeituras) do Japão para avaliar o efeito de cargas ambientais como CO₂, NO_x, SO_x e matéria fina particulada na saúde humana ou DALY¹, Yi *et al.* (2007) demonstraram que, mesmo sendo o Japão um país de dimensões bastante modestas, numa avaliação global, podem ser encontradas diferenças de até 48% nos seus resultados quando considerada a regionalização dos BD avaliados. Para a construção dos BD

¹ DALY – Disability Adjusted Life Years – anos de incapacidade causada pela exposição a materiais tóxicos multiplicado pelo “fator de deficiência”, um número entre zero e um, que descreve a gravidade do dano: zero por ser perfeitamente saudável e um por ser fatal.

regionais, os autores consideraram ferramentas importantes como uma matriz inter-regional de comércio, coeficientes de cargas ambientais regionais e fatores de danos regionais. Além disso, fizeram uma clara caracterização de cada uma das regiões, identificando quais eram emissoras de carga e elencando os efeitos indiretos gerados a partir das atividades desenvolvidas localmente.

Todavia, essa não é uma realidade representativa em termos globais, já que, relativamente, poucos países desenvolvidos (e, provavelmente, nenhum país em desenvolvimento) possuem um banco de dados de ICV abrangente e confiável, como pode ser observado na Tabela 2.2. Essa limitação compromete a aplicação da técnica, tendo em vista a tendência necessária ao uso de dados gerados em outros contextos (p. ex.: diferentes realidades climatológicas e hídricas) e, especialmente, devido às diferentes fontes de energia associadas aos processos.

As dificuldades relacionadas à confiabilidade dos estudos aumentam quando se constata que somente dois bancos de dados encontrados atualmente disponíveis à consulta apresentam-se como de abrangência mundial. Soma-se a isso o fato destes serem acessados somente por meio de compra de licença. Nesse sentido, o presente trabalho busca contribuir com o levantamento do estado da arte dos ICV brasileiros, bem como com um panorama dos trabalhos de sustentabilidade ambiental em estações de tratamento de esgoto usando a metodologia ACV, a partir de ICV próprios ou não.

Tabela 2.2 – Bancos de dados de ICV por regiões de abrangência e formas de acesso (continua)

Banco de dados e seus endereços eletrônicos correspondentes	Região de abrangência	Formas de acesso	Proprietários/ Desenvolvedores
Gate-to-gate life cycle inventory data - http://cratel.wichita.edu/gtglci/	Não identificada	Download / Gratuito	Departamento de Engenharia Industrial e de Produção – Univers. do Kansas EUA
Manufacturing Unit Process Life-cycle Inventory Heuristics - http://cratel.wichita.edu/uplci/	Não identificada	Download / Gratuito	Dep. Engenharia Industrial e de Produção – Universidade do Kansas – EUA
German Network on Life Cycle Inventory Database - www.lci-network.de	Alemanha	Registro	Rede Alemã de Dados de Ciclo de Vida
Australian Life Cycle Inventory Data Project - http://www.auslci.com.au/	Austrália	Download / Registro	Sociedade Australiana de ACV (ALCAS)
Canadian Raw Materials Database - http://crmd.uwaterloo.ca/eng.html	Canadá	Registro	Associação Canadense de Padronização
Korean LCI - http://www.kncpc.or.kr/main/main.asp	Coreia	Não identificada	Não identificada
EDIP - http://www.lca-	Dinamarca	Download	Desenvolvido pela FORCE

Banco de dados e seus endereços eletrônicos correspondentes	Região de abrangência	Formas de acesso	Proprietários/ Desenvolvedores
center.dk/cms/site.aspx?p=2215		/ Gratuito	Technology e Carl Bro A/S para a Agência de Proteção Ambiental da Dinamarca
LCA Food - http://www.lcafood.dk/	Dinamarca	Software	LCA Food
EU27 & DK input-output (IO) database	Dinamarca e Europa	Software	The FORWAST Project
Franklin US LCI - http://www.fal.com/lifecycle-services.html#lci	EUA	Solicitação Formal	Franklin Associates
U. S. LCI Database Project - https://www.lcacommons.gov/nrel/search	EUA	Registro/ Software	Laboratório Nacional de Energias Renováveis e parceiros
USA input Output	EUA	Software	Inst. de Ciências Ambientais – Universidade de Leiden
USDA National Agricultural Library Digital Commons - https://www.lcacommons.gov/discovery/search/quick-	EUA	Registro	Desenvolvido pela Universidade de Washington para o Departamento de Agricultura do EUA
NBER-CES Manufacturing Industry Database - http://www.nber.org/data/nbprod2005.html	EUA	Download / Gratuito	Centro Nacional de Pesquisas Econômicas e Escritório do Censo e Estudos Econômicos – EUA
European Reference Life Cycle Database (ELCD) - http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetCategories.vm	Europa	Download / Gratuito	Centro de Informações da Comissão Europeia sobre o Ciclo de Vida
DuboCalc - http://www.rijkswaterstaat.nl/rws/bwd/home/www/cgi-bin/index.cgi?site=1&doc=1785	Holanda	Não identificada	Ministério das Águas e Pecuária
Dutch Input Output - www.pre.nl	Holanda	Software	Desenv. PRÉ – encomendado pelo Governo Holandês.
IVAM LCA Data - http://www.ivam.uva.nl/	Holanda	Solicitação formal	IVAM – Pesquisa e consultoria em sustentabilidade
Japan National LCA Project - http://lca.db.jemai.or.jp	Japão	Compra	Sociedade Japonesa de ACV
Ecoinvent - http://www.ecoinvent.ch/	Mundial	Compra	The Ecoinvent Centre
CPM LCA Database - http://lifecyclecenter.se/	Suécia	Download / Gratuito	Centro Sueco de Ciclo de Vida
Swiss Agriculture LCA Database (SALCA) - http://www.ghgprotocol.org/Third-Party-Databases/SALCA	Suíça	Solicitação formal	Agroscope Reckenholz–Tänikon
Thai National LCI Database Project - http://www.thailcidatabase.net/index.aspx	Tailândia	Solicitação formal	Centro Nacional de Tecnologia em Materiais e Metal
ITRI Database - www.itri.org.tw/eng/ecotent/researty/researty05_02.aspx?cid=28	Taiwan	Não identificada	Instituto de Pesquisa em Tecnologia Industrial (ITRI)
Gabi Databases - http://www.gabi-software.com/databases/gabi-databases/	Mundial	Software	PE INTERNATIONAL

2.4.1 Estado da arte dos ICV brasileiros

O projeto de construção de um banco de dados regional deve envolver requisitos básicos, tais como a capacitação de recursos humanos no que se refere à metodologia ACV, o comprometimento de segmentos econômicos e o estabelecimento conjunto de regras comuns, pelas partes envolvidas. No Brasil, em consonância a este pensamento, foi fundada, em 2002, a Associação Brasileira de Análise do Ciclo de Vida, com a finalidade de viabilizar a difusão e a consolidação da gestão do ciclo de vida (ABCV, s.d.).

Também o IBITC tem trabalhado, desde 2001, na estruturação do banco de dados nacional, tendo lançado, em 2006, o projeto de construção do seu banco de dados, com o apoio do MCTI, além de diversas indústrias, órgãos de consultoria e universidades (IBICT, s.d.). Durante o II Congresso Brasileiro em Gestão de Ciclo de vida, em 2010, foi apresentado, pela sua coordenação técnica (IBICT, 2010), o *Projeto brasileiro inventário do ciclo de vida para competitividade ambiental da indústria brasileira*. Nesta oportunidade, figuravam os seguintes sistemas tecnológicos como de interesse dos sistemas produtivos brasileiros: a) Tecnologias de geração e de materiais carregadores de energia; Geração de Eletricidade; b) Produção de Materiais; c) Transporte; d) Sistemas Tecnológicos; e e) *Tratamento de Resíduos*, com os temas: Reciclagem de energia, Tratamento de resíduos e Aterros sanitários. Também se deu ênfase à capacitação de especialistas em ICV-ACV como um dos objetivos principais do projeto. Contudo, inicialmente, o projeto brasileiro optou por delimitar o escopo da elaboração dos inventários para os setores de energia, combustíveis e transporte.

Em 2010, por meio da resolução CONMETRO 004/2010, o governo aprovou a criação do Programa Brasileiro de ACV, visando implantar um sistema de reconhecimento internacional, capaz de disponibilizar e disseminar informações padrões sobre os ICV da produção industrial brasileira, bem como uma metodologia nacional uniforme para a elaboração desses ICV (CONMETRO, 2010). Atualmente, em um dos bancos de dados mundiais² é possível encontrar dados nacionais referentes à soja³, cana-de-açúcar⁴, energia⁵ e madeira⁶.

² ECOINVENT (2010).

³ Do plantio à produção do óleo (estudos conduzidos na UFTPR).

⁴ Do plantio à produção do etanol – desconsiderando o tratamento de efluentes e embalagens. Etanol combustível (95% fermentação da cana; 95% refinaria; 99,7% biomassa – destilação – essa opção também aparece somada ao transporte pelo envio à Suíça para uso em estações de serviço – estudos conduzidos na USP).

⁵ Hidrelétrica: alta e baixa voltagem – considerando ou não importações; hidrelétrica: doméstica (não incluído o transporte) e biomassa: queima do bagaço de cana-de-açúcar (estudos conduzidos na USP).

⁶ Da plantação à serraria (estudos conduzidos na UFTPR).

2.4.2 Colaboração da academia para os ICV brasileiros

A academia vem contribuindo, sobretudo, na formação e capacitação de recursos humanos, dado o expressivo número de trabalhos de pós-graduação⁷ relacionados ao universo da ACV encontrados em consulta às principais plataformas de pesquisa do país (aproximadamente 230)⁸ e também na quantidade de instituições de ensino e pesquisa envolvidas (total de 43). Na Figura 2.5 é possível observar que o volume de trabalhos produzidos mais que dobrou entre os anos de 2006 e 2007 e que o padrão de produção anual tem se mantido entre 19 e 30 trabalhos desde então.

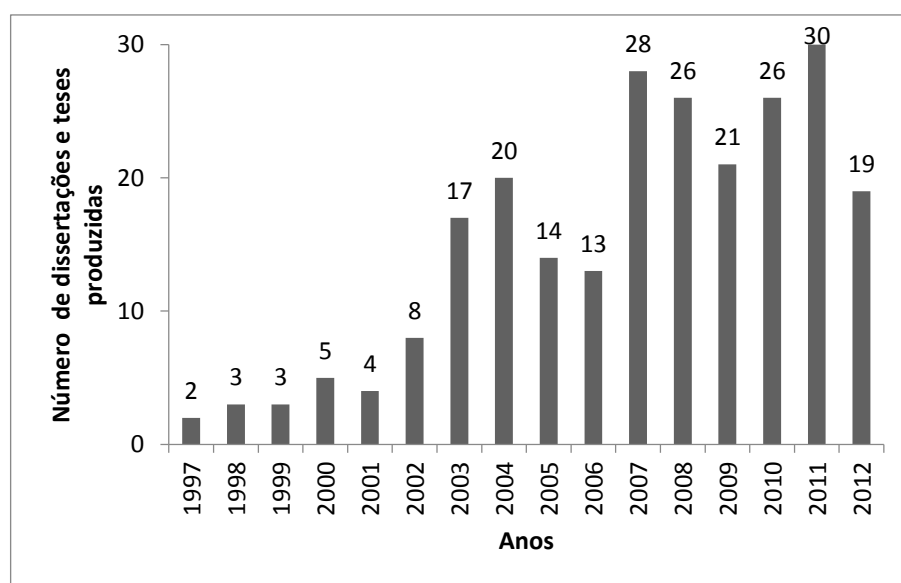


Figura 2.5 – Evolução temporal do número de dissertações e teses produzidas no Brasil no período de 1997 a 2012 sobre o tema ACV

Fonte: CAPES – Banco de Teses, 2012; IBICT – Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações, 2012; USP – Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP, 2012; UNESP – Catálogo ATHENA – Banco de Dados da UNESP, 2012; UFMG – Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da UFMG, 2012; UFRJ – Base Minerva da UFRJ, 2012.

Ainda em resposta à pesquisa feita nas principais plataformas de pesquisa do país, a Tabela 2.3 expõe a produção das mais fecundas instituições de ensino e pesquisa na área até o presente.

⁷ Dada a presença do termo ACV no título de trabalho de pós-graduação produzido ou em suas palavras-chave.

⁸ Banco de Teses da CAPES; Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações coordenada pelo IBICT; Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da UFMG; Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP; Base Minerva da UFRJ; Catálogo ATHENA – Banco de Dados da UNESP.

Tabela 2.3 – Participação em número de trabalhos defendidos no campo da ACV por instituições de ensino e pesquisa nacionais entre os anos de 1997 e 2013

Instituição	Trabalhos defendidos	Instituição	Trabalhos defendidos
USP	59	UFMG e UFRGS	9
UFSC	18	UFF	7
UFRJ	14	CEFET/RJ, UnB, UNESP, UNIFEI e IPT	6
UTFPR	12	UFPA, UFSM	5
UNICAMP	10	FURB, UFBA, UFSCar, UNISC e CEFET/MG	4

Fonte: CAPES – Banco de Teses, 2012; IBICT – Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações, 2012; USP – Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP, 2012; UNESP – Catálogo ATHENA – Banco de Dados da UNESP, 2012; UFMG – Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da UFMG, 2012; UFRJ – Base Minerva da UFRJ, 2012.

Já a Tabela 2.4, fruto de consulta ao Diretório de grupos de pesquisa no Brasil, disponível no site do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq, apresenta a área de Engenharia (e afins) como líder na condução dos estudos com ACV.

Tabela 2.4 – Grupos de pesquisa em ACV no Brasil por instituição e área predominante

Grupo de pesquisa	Instituição	Área predominante
Célula a combustível de óxido sólido	CNEN	Engenharia de Materiais e Metalúrgica
Materiais e desenvolvimento sustentável	CNEN	Engenharia de Materiais e Metalúrgica
Qualidade e certificação de sistemas e produtos agropecuários	EMBRAPA	Agronomia
Grupo de pesquisa em biotecnologia e meio ambiente	IFBA	Engenharia Biomédica
Núcleo de estudos sobre produção enxuta e sustentável	IFES	Engenharia de Produção
Núcleo de pesquisas aplicadas a arquitetura e construção civil	IFF	Arquitetura e Urbanismo
Gestão de qualidade e produtividade	UDESC	Engenharia de Produção
Grupo de pesquisa em recursos ambientais	UESB	Agronomia
Grupo de qualidade meio ambiente e energia	UFAL	Engenharia Química
Conforto ambiental da EAUFMG	UFMG	Arquitetura e Urbanismo
Processamento mineral e meio ambiente	UFMG	Engenharia de Minas
Prevenção da poluição industrial	UFRGS	Engenharia Sanitária
Avaliação de ciclo de vida	UFSC	Engenharia Sanitária
Gestão ambiental aplicada à engenharia ambiental	UFU	Engenharia Sanitária
Avaliação do ciclo de vida de produtos	UnB	Engenharia Mecânica
Núcleo de excelência em geração termelétrica e distribuída	UNIFEI	Engenharia Mecânica
Grupo de energia	USP	Engenharia Elétrica
Sustentabilidade em sistemas produtivos	UTFPR	Engenharia de Produção
Núcleo de tecnologia da informação aplicada ao desenvolvimento de produto	UTFPR	Engenharia de Produção
Tecnologia e meio ambiente	UTFPR	Planejamento Urbano e Regional

Fonte: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq – Diretório dos grupos de pesquisa do Brasil, 2013

2.4.3 Colaboração do setor industrial e/ou privado para os ICV brasileiros

O uso da ACV como ferramenta na busca de melhoria de políticas e práticas por indústrias e empresas vem se tornando cada dia mais comum no Brasil, como pode ser constatado em diversos anúncios empresariais e em publicações científicas. Além disso, têm sido percebidas, no país, iniciativas de organizações que estão em busca da certificação ambiental por meio da Rotulagem Ambiental do Tipo III⁹. Tal cenário reforça a necessidade de que tenhamos disponível, o quanto antes, uma metodologia estabelecida para a construção dos ICV e também uma plataforma de armazenamento e consulta para que dados não sejam perdidos e, principalmente, para que estes possam ser utilizados pelo maior número de estudos possível.

Em nosso país, figura o sistema brasileiro de ICV, SICV Brasil. O SICV Brasil é um banco de dados de armazenamento de ICV que tem a missão de criar, manter e prover o acesso aos dados de inventários e de processos da indústria brasileira e é gerido pelo IBICT do MCTI. A organização de suas informações tem como base a plataforma *International Reference Life Cycle Data* (ILCD). Em 2014, o projeto do SICV Brasil completou oito anos, porém o mesmo ainda não se encontra disponível ao público.

2.5 Aplicação de ACV em sistemas de tratamento de esgoto

2.5.1 Tratamento de esgoto doméstico no Brasil

O setor de saneamento básico e, em especial, o esgotamento sanitário e suas derivações têm grande visibilidade junto à comunidade técnico-científica e também à população em geral, visto os grandes e históricos benefícios de melhoria na saúde humana. Todavia, mesmo considerando o caráter ambientalmente favorável de uma estação de tratamento de esgoto (ETE), tendo em vista sua contribuição para a diminuição de impactos relacionados à depleção de oxigênio, eutrofização e lançamento de substâncias tóxicas nos corpos receptores e danos à saúde humana, é necessário atentar para o fato de que a construção e, principalmente, a operação de uma ETE também dão origem a impactos ambientais devido ao consumo de energia, ao uso de compostos químicos, às emissões para a atmosfera e à produção de subprodutos sólidos.

⁹ Modelo de certificação baseado em programas voluntários de fornecimento de dados ambientais quantificados de um produto, sobre categorias pré-estabelecidas de parâmetros, ditados por uma terceira parte e baseados em uma ACV. Os mesmos também são verificados por esta terceira parte, guiados pela série de normas ISO 14.025 (ABNT, 2006).

Os métodos de tratamento presentes nas ETE dividem-se em operações e processos unitários, e a integração destes compõe o sistema de tratamento. Desta maneira, fazem-se necessários instrumentos de avaliação ambiental que caracterizem os impactos positivos e negativos associados a cada unidade dos sistemas, em função do consumo de recursos e da geração de subprodutos, a fim de se tomar as melhores decisões em relação à quais sistemas adotar, fomentando a sustentabilidade dos mesmos.

No Brasil, a grande maioria dos sistemas de tratamento de esgoto atua em nível secundário, no qual mecanismos biológicos são predominantes e cujo objetivo básico é remover matéria orgânica e, eventualmente, nutrientes como o nitrogênio e o fósforo. O nível preliminar (remoção de material grosseiro) e o primário (remoção de sólidos suspensos sedimentáveis) podem anteceder esta etapa do processo. Os sistemas com tratamento em nível secundário podem atuar de forma individual ou combinada. Noyola *et al.* (2012) verificaram, em pesquisa com universo de 2.734 ETE da América Latina e Caribe, que os tipos mais utilizados nesses países são: lagoas de estabilização (38% ou 1.106 ETE), lodos ativados (26% ou 760 ETE) e reatores UASB (493 ETE ou 17% da amostra), perfazendo, esses três tipos, 80% dos sistemas em funcionamento na região, segundo esta amostra.

Independentemente do nível de tratamento, os requisitos a serem atendidos para o efluente são definidos em função da legislação ambiental específica¹⁰, que prevê padrões de qualidade para o efluente e para o corpo receptor. Tal premissa é destacada por von Sperling e Chernicharo (2000), que reforçam ainda que os padrões de lançamento devem ser associados também a tecnologias de tratamento apropriadas e economicamente viáveis.

2.5.2 O esgoto doméstico e as suas diferenças regionais

O esgoto doméstico apresenta grande variabilidade em relação ao volume produzido e às suas características, a depender, principalmente, do padrão de consumo *per capita* de água e das contribuições indevidas de águas pluviais. O consumo de água de um sistema é influenciado por fatores diversos¹¹ e, desta maneira, uma ETE, que geralmente é projetada para atender a uma demanda populacional baseada em um consumo *per capita* médio, pode sofrer alterações

¹⁰ Tais como Resolução CONAMA n.º. 430/2011 nacionalmente e Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG n.º. 1 em Minas Gerais.

¹¹ Por exemplo: nível socioeconômico da população abastecida, industrialização, clima, porte, características e topografia da cidade, percentual de hidrometração e custo da tarifa, existência de rede coletora de esgotos, administração do sistema de abastecimento de água, hábitos higiênicos e culturais da comunidade, instalações e equipamentos hidráulico-sanitários dos imóveis, abundância ou escassez de mananciais e até mesmo o IDHM ou Índice de Desenvolvimento Humano Municipal.

significativas ao longo de sua vida útil, a depender da evolução da população atendida. Em consequência, há também expressivas variações nas características do esgoto afluente às ETE, o que dificulta a adoção de padrões. Logo, o norte usado para as especificações e eficiências ambientais dos sistemas de tratamento está diretamente relacionado a um padrão de redução ou limite de carga poluidora a ser lançada como efluente destes e, ainda, às características do corpo receptor, como já mencionado anteriormente.

2.5.3 A escolha por um sistema de tratamento de esgoto considerando a sustentabilidade ambiental dos mesmos

A escolha da tecnologia de tratamento de esgoto é uma decisão desafiadora, pois diversas variáveis podem interferir em seu custo de implantação e, principalmente, em sua sustentabilidade ambiental, ainda mais se considerarmos que as populações cresceram de forma muito concentrada nos centros urbanos, impondo limites cada vez mais rígidos para a manutenção dos corpos hídricos receptores destes efluentes já tratados.

A própria Lei nº. 11.445/2007, que estabelece a Política de Saneamento Básico no Brasil, em seu Artigo 48, destaca estas questões quando baseia as diretrizes dessa nova política em torno dos seguintes pontos: *desenvolvimento sustentável, eficiência, eficácia e adequada regulação; adoção de critérios de renda e cobertura, urbanização, concentração populacional, disponibilidade hídrica, riscos sanitários, epidemiológicos e ambientais; articulação com as políticas para o desenvolvimento urbano e regional, habitação, combate e erradicação da pobreza, proteção ambiental, promoção da saúde e outras de interesse social e desenvolvimento científico*. Similarmente, o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB, 2008) afirma que o mesmo deverá “adotar estratégias e formular instrumentos de integração que considerem os impactos e efeitos diretos e indiretos em relação às políticas de saúde, desenvolvimento urbano e regional, recursos hídricos e meio ambiente”.

No cenário internacional, o projeto *LAC cities adapting to climate change by making better use of their available bioenergy resources*, desenvolvido a partir do convênio entre o Centro Internacional de Investigações para o Desenvolvimento (IDRC – Canadá) e o Instituto de Engenharia da UNAM (Universidade do México), procura identificar alternativas mais eficientes e sustentáveis para os STED municipais, não somente do ponto de vista técnico e econômico, mas também sob as perspectivas ambientais e sociais (Noyola *et al.*, 2013).

Essas novas perspectivas indicam, claramente, a necessidade de mudanças no setor de saneamento para que maiores ganhos sejam incorporados aos processos de tratamento de esgoto doméstico, dada a ampliação da discussão no momento de tomada de decisão por parte dos gestores do serviço, guiadas por estudos e ferramentas comprovadamente adequadas a este setor.

2.5.4 Ferramentas auxiliares à escolha entre sistemas

Dois tipos de abordagens metodológicas para auxiliar na seleção de processos de tratamento de esgoto, a econômica e a de tecnologia apropriada, com apreciação dos méritos quantitativos e qualitativos de cada alternativa (VON SPERLING, 2014), já estão bastante consolidadas. Para ambas, já existem ferramentas suporte que podem ser bastante apropriadas. Árvores de decisão, análises de sensibilidade, diagramas de tornado e simulações são eficientes e, mesmo sendo possibilidades sofisticadas, têm sido apresentadas como acessíveis e ágeis por autores como Leoneti e seus colaboradores (2010), garantindo, dessa forma, maior celeridade e credibilidade às escolhas. Entre outras possibilidades mais recentemente praticadas figuram o uso da análise de decisão bayesiana, programação genética, função de custo por meio de regressão *fuzzy* e recursos de programação não linear (OLIVEIRA, 2004).

Em trabalho visando à construção de um modelo de tomada de decisão na escolha de sistema de tratamento de esgoto, Oliveira (2004) identificou que as restrições ambientais figuravam como o fator mais citado por diversos autores na escolha de sistemas de tratamento (seguido de requisitos de operação e manutenção, energia, características do efluente e etc.), reforçando a necessidade do desenvolvimento de um instrumental mais específico para apoio aos tomadores de decisão em relação aos quesitos ambientais. Exemplo de fruto desta demanda é o *Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales: guía de apoyo para ciudades pequeñas y medianas* (NOYOLA *et al.*, 2013), que se apresenta como uma ferramenta de apoio aos responsáveis pelas tomadas de decisão em STED e abrange a América Latina e Caribe em suas considerações. O foco aos menores municípios se dá, principalmente, pela constatação de que os tomadores de decisão nesses locais não são, em sua maioria, especialistas no assunto. Assim, o documento busca ser útil no processo de escolha que se inicia com a identificação de opções tecnológicas possíveis e se finda com a seleção mais adequada ao caso específico, baseados nas ofertas técnico-econômicas recebidas das empresas interessadas em oferecer o projeto, levando-se em consideração, especialmente, critérios ambientais.

2.5.5 Estado da arte do uso de ACV em estudos de sistemas de tratamento de esgoto

Os primeiros estudos abordando o uso da ferramenta ACV em sistemas de tratamento de esgoto tiveram início na década de 1990. Na Tabela 2.5 são listados alguns desses trabalhos. Observando-se o conteúdo destes estudos é possível notar as diferentes abordagens presentes em cada um, que vão desde o tipo de sistema a ser avaliado, unidade funcional, escopo, software até a escolha de determinados indicadores ambientais em detrimento de outros. Esta realidade reforça a lacuna existente na padronização metodológica e regionalização dos ICV para os trabalhos com ACV em sistemas de tratamento de esgoto.

Tabela 2.5 – Breve apanhado sobre o estado da arte no uso de avaliação do ciclo de vida (ACV) em sistemas de tratamento de esgoto (continua)

Referência	Software e região estudada	Título do trabalho	Comentários
ROELEVELD <i>et al.</i> , 1997	Holanda	Sustainability of municipal wastewater treatment	Teve foco no incremento no grau de tratamento, como nitrificação e desnitrificação.
TILLMAM <i>et al.</i> , 1998	Suécia	Life cycle assessment of municipal waste water systems	Comparou um sistema convencional e um separador de urina com aplicação na agricultura.
TARANTINI; FERRI, 2001	Itália	LCA of drinking and wastewater treatment systems of Bologna city: final results	Discretizaram os impactos ambientais em cada etapa do ciclo da água (tratamento da água potável, distribuição, ETE e disposição final dos resíduos).
DIXON <i>et al.</i> , 2003	SimaPro – Inglaterra	Assessing the environmental impact of two options for small scale wastewater treatment	Verificou que os sistemas são bastante semelhantes em termos de ciclo de vida do consumo de energia.
LUNDIE <i>et al.</i> , 2004	Gabi 4 – Austrália	Life cycle assessment for sustainable metropolitan water systems planning	Realizou análise de cenários futuros para o sist. de águas visando à modernização das princ. ETE do país.
HOSPIDO <i>et al.</i> , 2004	SimaPro – Espanha	Environmental performance of a municipal wastewater treatment plant	Inventariou os dados empíricos de fluxos de lodo, água e gás e avaliação de uma planta municipal.
MACHADO <i>et al.</i> , 2006	SimaPro – Portugal	Life cycle assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities: energy-saving systems versus activated sludge	Identificou os principais impactos dos sistemas de tratamento e ressaltou a valorização da metodologia como ferramenta de apoio à decisão para designers e gestores de sistemas de esgotos urbanos.
LASSAUX <i>et al.</i> , 2007	Simapro – Bélgica	Life Cycle Assessment of Water from the Pumping Station to the Wastewater Treatment Plant	Incluiu tratamento de lodos e descarga hidráulica (DH).
GALLEGO <i>et al.</i> , 2008	Simapro – Espanha	Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations	O impacto mais significativo foi ecotoxicidade (metais pesados no lodo).

Referência	Software e região estudada	Título do trabalho	Comentários
REMY, 2010	Umberto – Alemanha	LCA of conventional and source-separation systems for urban wastewater management	Buscou a criação de uma ferramenta de tomada de decisão.
GHAZY; DICHTL, 2011	Umberto – Egito	Economic and environmental assessment of sewage sludge treatment processes application in Egypt	Apoio às autoridades municipais locais para a gestão ambiental e otimização do lodo.
FUCHS <i>et al.</i> , 2011	Simapro – EUA	Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions	O modelo vertical apresentou menores impactos ambientais.
GODIN <i>et al.</i> , 2011	Simapro – Canadá	LCA of wastewater treatment systems: Introducing a net environmental benefit approach: NEB e ACV	Semelhantes para IA para o CV da ETE; diferem se o benefício ambiental do tratamento for contabilizado.
RODRIGUEZ-GARCIA <i>et al.</i> , 2011	Simapro – Espanha	Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants	Uso de diferentes unidades funcionais para determinação do desempenho de 24 ETE.
COSTA, 2012	Gabi 4 – Brasil	Avaliação do ciclo de vida da produção de biogás via estação de tratamento de esgoto e uso em célula a combustível de óxido sólido	Utiliza banco de dados internacionais no tratamento de esgoto doméstico.
GÜERECA <i>et al.</i> , s.d.	Simapro – América Latina e Caribe	Life Cycle Inventory of the most representative municipal wastewater treatment technologies of Latin-America and the Caribbean	Destacam a dificuldade de construção de ICV para sistemas de tratamento de esgoto doméstico na América Latina e Caribe pela falta de dados disponíveis.

Todavia, mesmo diante destas dificuldades, a ACV tem sido apresentada como uma alternativa promissora para a otimização dos recursos financeiros e, principalmente, ambientais envolvidos (RENOU *et al.*, 2008; HOSPIDO *et al.*, 2008 e 2004; MACHADO *et al.*, 2007; SAHELY *et al.*, 2005; LUNDIE *et al.*, 2004; DIXON, *et al.*, 2003; BALKEMA *et al.*, 2002; TARANTINI; FERRI, 2001; DENNISON *et al.*, 1998 e TILLMANN *et al.*, 1998) em sistemas de tratamento de esgoto.

Percebe-se ainda que, quando ICV relacionados ao tratamento de esgoto estão disponíveis, há uma tendência na ampliação do escopo dos mais variados trabalhos envolvendo a ACV. Exemplos bastante simples podem ser encontrados, inclusive, nacionalmente: Monteiro (2008), estudando a produção de cal hidratada, utiliza os ICV disponíveis em um software alemão no tratamento de efluentes líquidos e D'Agostini e Finotti (2010) utilizam um ICV dinamarquês para modelar os efluentes líquidos na ACV de uma peça automotiva. Observa-se, porém, que, apesar dos estudos serem nacionais, os BD acessados são estrangeiros.

Na contramão, estudos como o de Vianna (2006), que trabalhou com biodiesel, preferem limitar a ACV à produção do bem. Este autor considera a geração de efluentes fora do escopo do trabalho, ressaltando apenas que os efluentes gerados por seu produto foram diluídos a ponto de atender as legislações ambientais vigentes, desconsiderando, assim, em suas análises, o impacto ambiental causado pela descarga do resíduo. Uma outra alternativa que igualmente tem sido considerada em trabalhos com ACV que contemplam o tratamento de efluentes é a de adoção do modelo *Life cycle inventories of waste treatment services – Part IV “wastewater treatment”* desenvolvido por Doka (2009) e disponibilizado no site do Ecoinvent (FONSECA, 2011; JESWANI *et al.*, 2012, COSTA, 2012 e VADENBO *et al.*, 2013). Porém, é relevante atentarmos para o fato de que as planilhas de qualidade do esgoto (ICV) desenvolvidas por Doka (2009) referem-se a características energéticas e de qualidade dos esgotos suíços e, principalmente, ao modelo de tratamento adotado naquele país, que, em sua maioria (68%) inclui reatores de lodos ativados convencionais seguidos de tratamento químico terciário.

2.5.6 Iniciativas em pesquisa para o uso de ACV em sistemas de esgotamento sanitário

A IWA em seu Congresso Internacional, realizado em 2008, dedicou boa parte do evento ao tema “Água e Energia” e a inserção do setor nas questões contemporâneas de mudanças climáticas. Ao mesmo tempo, vem desenvolvendo o “*Water, Climate and Energy Programme*” em conjunto com profissionais da área de energia, a fim de abordarem questões-chave relacionadas às cidades e à água, tais como neutralidade de energia, redução na pegada de carbono e adaptações às mudanças climáticas. Nos domínios referentes a este trabalho, destaca-se o apoio à transferência de tecnologias relacionadas à água urbana, em particular para os países do *BRIIC*, do qual fazem parte Brasil, Rússia, Índia, Indonésia e China, e os chamados *LAMIC* (países de baixa e média renda). Além disso, recentemente, anunciou-se a formação de um grupo de trabalho com ACV em água e esgotos, o “*IWA working group for life cycle assessment of water and wastewater treatment (LCA – Water WG)*” juntamente com o Modelling and Integrated Assessment – MIA, com o objetivo de facilitar o intercâmbio de ideias e de desenvolver convergências metodológicas para promover a melhor utilização da ACV no ciclo antropogênico da água. Complementarmente, emitiram globalmente um convite para a participação conjunta ao grupo, o que poderá facilitar enormemente o desenvolvimento de uma metodologia padrão acerca da construção dos ICV para sistemas de tratamento de esgoto doméstico, principalmente. Destaca-se que a própria IWA justifica esta ação devido ao

grande uso, nos últimos anos, da ferramenta ACV em sistemas de tratamento de esgoto doméstico e à sua falta de padronização.

A CILCA – Conferência Internacional sobre Análise de Ciclo de Vida, realizada em março de 2013, trouxe três trabalhos discutindo diferentes usos da ACV em sistemas de tratamento de esgotos na América Latina e Caribe, demonstrando que estudiosos da metodologia ACV também estão voltando seus olhares para o tema do esgotamento sanitário. E, como já comentado, a parceria entre o IDRC e a UNAM também tem contribuído para a tendência de mudança necessária para alcançar uma gestão mais sustentável dos STED, a partir do uso da ACV nestes mesmos países.

Com o tema “Mudanças Climáticas”, o Congresso Nacional da ABES (Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental), em 2009, um primeiro passo neste sentido foi dado e, com o estabelecimento da *Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados*, ou RENTED, criada em resposta à Seleção Pública do MCTI/FINEP, de 2010, a ACV parece ter sido inserida definitivamente na pauta atual das pesquisas em saneamento no Brasil.

Assim, pela discussão apresentada, percebe-se a importância dos ICV regionais e a premência da construção dos mesmos para uso em ACV de sistemas de esgoto doméstico no Brasil. Também de caráter urgente se faz a discussão de um modelo metodológico para a construção dos ICV, de maneira que seja possível a uniformização dos trabalhos, visando a uma contribuição concreta para a construção de um banco de dados nacional.

3 PREMISSAS E HIPÓTESES

A partir de uma análise crítica da literatura, a presente tese foi fundamentada nas seguintes hipóteses e premissas de trabalho:

1. A estruturação de inventários de ciclo de vida de sistemas de tratamento de esgoto doméstico (STED) adequados às características brasileiras permite a expansão da análise ambiental desses sistemas para além dos impactos locais, considerando também emissões relacionadas ao solo e ao ar, de caráter mais global.

Premissa básica: As exigências da legislação ambiental brasileira (Resolução CONAMA 430/2011) em relação aos STED são focadas, principalmente, na qualidade do efluente produzido, na manutenção da classe do corpo d'água e nas características do lodo a ser descartado. Assim, os tomadores de decisão, em busca do atendimento ao padrão de lançamento do efluente e/ou manutenção do enquadramento do corpo d'água receptor, muitas vezes, têm de fazer uso de processos de tratamento com alta demanda energética e/ou de produtos químicos, transferindo impactos de um ambiente a outro.

2. O real desempenho ambiental dos sistemas de tratamento de esgoto doméstico (STED) só pode ser determinado quando o gerenciamento do lodo e biogás também é contemplado.

Premissa básica: Qualquer modalidade de tratamento de esgoto gera subprodutos. O tratamento e a destinação desses subprodutos podem gerar impactos ambientais de diferentes natureza, relacionados a variáveis diversas como: i) consumo de combustíveis fósseis para destinação final do lodo produzido; ii) consumo de químicos para adequação do lodo ao descarte (polímeros, na desidratação e cal, na higienização, por exemplo); iii) emissão de gases pela queima do próprio biogás produzido na operação dos STED e também pelo aterramento do lodo (quando houver), dentre outros.

3. A implantação de uma planta de cogeração para aproveitamento do biogás produzido em um sistema de tratamento de esgoto doméstico (STED) de grande porte garante a diminuição dos potenciais de impacto ambiental deste STED.

Premissa básica: O uso do biogás produzido em estações de tratamento de esgoto doméstico para cogeração de eletricidade e calor mostra-se viável apenas em STED que atendam populações superiores a 200.000 habitantes (ZANETTE, 2009). O aproveitamento do biogás resulta em menor consumo de eletricidade pela planta de tratamento, na diminuição de emissão de gases para a

atmosfera e no aumento da eficiência dos digestores de lodo, pelo aquecimento destes a partir do calor contido nos gases de exaustão.

A fim de se testar as hipóteses estabelecidas foram definidos parâmetros de verificação e resultados esperados, conforme apresentado na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Resumo das hipóteses, dos parâmetros de verificação e dos resultados esperados

Hipótese	Parâmetros de verificação	Resultados esperados
1	Emissões de poluentes para a atmosfera e para o solo	Presença de emissões de poluentes nos STED não contempladas na legislação ambiental nacional
2	Impactos ambientais relacionados à fase de operação dos STED e às rotas de gerenciamento do lodo e biogás	Redução dos potenciais de impacto ambiental dos sistemas pela consideração de rotas com aproveitamento energético dos subprodutos
3	Impactos ambientais relacionados aos cenários de disposição do biogás	Redução dos potenciais de impacto ambiental pelo uso do biogás para cogeração de eletricidade e calor

4 OBJETIVOS

4.1 Objetivo geral

Análise e gerenciamento dos potenciais de impacto ambiental associados a sistemas de tratamento de esgoto doméstico correntes no Brasil, a partir do uso da metodologia de avaliação de ciclo de vida.

4.2 Objetivos específicos

- Estruturar inventários de ciclo de vida referentes à fase operacional de sistemas de tratamento de esgoto doméstico aplicáveis a municípios brasileiros com até 50.000 habitantes;
- Avaliar o desempenho ambiental dos sistemas de tratamento de esgoto doméstico UASB + FBP e UASB + SAC, em função do gerenciamento dos subprodutos gerados;
- Identificar as melhorias ambientais relacionadas à implantação de um sistema de cogeração (eletricidade e calor) em um sistema do tipo lodos ativados convencional. Estudo de caso: ETE Arrudas, Belo Horizonte.

5 ESTRUTURAÇÃO DE INVENTÁRIOS DE CICLO DE VIDA NACIONAIS DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO SIMPLIFICADOS

5.1 Introdução

A carência de sistemas de tratamento de esgoto doméstico (STED) em pequenos municípios¹² e na zona rural, e, ainda, a atual expansão de condomínios residenciais, reforçam a aplicabilidade de STED¹³ compactos e simplificados no Brasil.

A presença destes sistemas em regiões em desenvolvimento é retratada pelos dados apresentados na Tabela 5.1, que apresenta, percentualmente, os STED instalados no país e na América Latina e Caribe. Observa-se, pela distribuição dos dados, a predominância dos sistemas biológicos simplificados, com destaque para as lagoas de estabilização. Pela manipulação dos dados nacionais, percebeu-se que o número de sistemas instalados é bastante superior ao número de municípios, sinalizando o uso combinado de sistemas.

Tabela 5.1 – Sistemas de tratamento de esgoto doméstico recorrentes em municípios do Brasil e América Latina e Caribe

Tipo de sistema	América Latina e Caribe	
	(*) Brasil	(**) América Latina e Caribe
	Percentual instalado	
Lagoas de estabilização ¹⁴	(***)55,7%	37,7%
Reator anaeróbio	18,7%	16,8%
Filtro biológico	10,8%	4,3%
Lodo ativado	4,4%	25,9%
Outro	3,8%	5,9%
Fossa séptica de sistema condominial	3,5%	-
Lagoa aerada	2,0%	4,8%
Valo de Oxidação	0,5%	-
SAC/aplicação no solo, plantas aquáticas ¹⁵	0,5%	4,7%

Fonte: (*)IBGE (2010) – até 50.000 habitantes equivalentes e (**)NOYOLA (2013) – até 100.000 habitantes equivalentes

Nota: (***) refere-se à soma dos STED: lagoa facultativa (24,8%), lagoa anaeróbia (16,6%), lagoa de maturação (7,7%) e lagoa aeróbia (4,6%)

Municípios de menor porte ou localidades afastadas carecem de pessoal técnico em diversas áreas para desenvolvimento dos seus projetos, não sendo diferente em questões relacionadas

¹² Em 2008, cerca de 78% dos municípios brasileiros de até 50.000 habitantes não dispunham de sistemas de tratamento de esgoto doméstico no Brasil (IBGE, 2010)

¹³ São considerados simplificados os STED que demandem pouca mão de obra além de baixo custo de implantação e manutenção.

¹⁴ Segundo von Sperling (2014), as principais variantes das lagoas de estabilização são: lagoas facultativas, sistemas de lagoas anaeróbias – lagoas facultativas, lagoas aeradas facultativas, sistemas de lagoas aeradas de mistura completa –, lagoas de sedimentação, lagoas de alta taxa, lagoas de maturação e lagoas de polimento.

¹⁵ SAC – sistema de alagados construídos ou *wetland*.

ao saneamento. Esta realidade contribui para que, em momentos de tomada de decisão, comumente, importância maior seja conferida à adequação à legislação ambiental vigente e a critérios econômicos.

A avaliação de ciclo de vida (ACV), conhecida por ser uma metodologia capaz de avaliar o desempenho ambiental da função exercida por um processo¹⁶ ao longo de seu ciclo de vida, apresenta-se como uma ferramenta complementar em momentos de tomada de decisão entre sistemas de tratamento de esgoto doméstico. Todavia, é preciso atentar-se para a premissa fundamental de que o sucesso no uso da ACV é diretamente dependente do uso de inventários de ciclo de vida (ICV)¹⁷ regionalizados. Ou seja, é primordial a utilização de bancos de dados que contenham informações ambientais representativas dos locais aos quais se propõe o desenvolvimento dos estudos para que a ACV atinja seu propósito.

Esta constatação evidencia alguma fragilidade de estudos realizados como uso da ACV no Brasil, quando considerados, nestes, a destinação de efluentes produzidos. Nestes estudos, comumente, a ausência de informações específicas sobre STED culmina na utilização de bancos de dados disponíveis em banco de dados mundiais, que não representam a realidade dos cenários nos quais são aplicados, ou à desconsideração destes nas ACV.

Os ICV também podem ser utilizados pelos atores envolvidos no tratamento de esgoto doméstico no direcionamento de modelos de gerenciamento de subprodutos destes sistemas e, ainda, na discussão sobre a imposição dos sistemas a padrões ambientais pré-estabelecidos, que claramente não consideram emissões importantes para o solo e o ar, e que ficam bastante evidentes na sistematização das informações em ICV.

Assim, em encontro a essas demandas, propõe-se, neste estudo, a estruturação de inventários de STED simplificados para atendimento às condições brasileiras¹⁸.

Para a escolha dos sistemas inventariados nesta pesquisa foram utilizados dois critérios: i) sistemas com recorrência representativa no país e ii) sistemas combinados anaeróbios/aeróbios.

¹⁶ Ou produto ou serviço.

¹⁷ ICV – processo objetivo de quantificação de matéria-prima e energia requeridas, emissões, efluentes, resíduos e outros lançamentos ambientais de todo ciclo de vida.

¹⁸ Em termos de caracterização do esgoto e eficiência dos sistemas.

Em relação aos STED combinados, optou-se por fixar os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (reatores UASB) e variar apenas o pós-tratamento. Estes reatores vêm demonstrando grande aplicabilidade pela simplicidade operacional, menor produção de lodo excedente e pela pequena demanda de área para implantação. Assim, os tratamentos contemplados neste estudo foram separados em dois grupos:

- Sistemas de lagoas
 - lagoa facultativa
 - lagoa anaeróbia + lagoa facultativa
 - lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação

- Sistemas combinados
 - UASB + SAC (sistema de alagados construídos)
 - UASB + FBP (filtro biológico percolador)
 - UASB + LAC (lodos ativados convencional)

Na sequência, apresenta-se uma breve descrição de cada um dos sistemas de tratamento de esgoto doméstico inventariados neste estudo.

- Lagoa facultativa

Normalmente, a primeira em um sistema de lagoas, a lagoa facultativa é aeróbia em sua parte superior e anaeróbia na parte inferior, com profundidades entre 1,5m e 2,0m (VON SPERLING, 2014). O tratamento, nessas lagoas, é essencialmente natural, com parte da matéria orgânica em suspensão depositando-se ao fundo e sendo oxidada. Normalmente, possui elevado tempo de detenção e demanda de área (VON SPERLING, 2014), porém sua simplicidade operacional é de extrema aplicabilidade em países em desenvolvimento, sendo o STED mais comum no Brasil, representando 24,8% dos STED (IBGE, 2010).

- Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa

O sistema conjunto de lagoa anaeróbia e lagoa facultativa apresenta-se como uma opção à lagoa facultativa por requerer área para implantação um terço menor, sendo bastante utilizado no Brasil. No entanto, a existência da fase anaeróbia aberta pode gerar maus odores e, por isso, esse sistema é normalmente indicado para áreas afastadas dos centros residenciais (VON SPERLING, 2014).

- Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação

As lagoas de maturação oferecem polimento a qualquer tipo de sistema de lagoas, sendo seu principal objetivo a remoção de organismos patogênicos. Isso decorre da sua ótima eficiência na remoção de coliformes e ovos de helmintos, além da elevação da eficiência também em relação a outros parâmetros. Para conseguir criar um bom ambiente aos predadores dos micro-organismos patogênicos (aeróbios) as lagoas de maturação são mais rasas que os demais tipos de lagoa (um metro ou menos).

- Reatores UASB

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) são compostos de um leito de lodo bastante concentrado (4% a 10%) junto ao fundo do reator – onde ocorre a digestão anaeróbia e de uma zona de crescimento bacteriano disperso, denominada manta de lodo (concentração de 1% a 3%). Este sistema é automisturado pelo movimento ascendente das bolhas de biogás. Como este movimento incide no carreamento de lodo, no topo do reator encontra-se um separador trifásico (gases, sólidos e líquidos) que garante a retenção e o retorno do lodo. No entorno e acima do separador trifásico configura-se uma câmara de sedimentação, onde o lodo mais pesado é removido da massa líquida e as partículas mais leves são encaminhadas junto com o efluente final (CHERNICHARO, 2007).

Os reatores UASB possuem inúmeras vantagens em relação aos sistemas aeróbios usuais, principalmente por causa de sua baixa demanda de área, baixo custo de operação e manutenção, baixa produção de lodo, menor gasto energético e boa eficiência de remoção de DBO e DQO (CHERNICHARO, 2007), além de baixo tempo de detenção hidráulica (SOUZA, 2010). Por outro lado, eles podem emanar maus odores e a qualidade do efluente produzido usualmente não se enquadra aos padrões exigidos na legislação ambiental, necessitando quase sempre de uma unidade de pós-tratamento (CHERNICHARO, 2007). Os pós-tratamentos contemplados nesta pesquisa são apresentados nos itens a seguir de forma individualizada.

- Sistema de alagados construídos (SAC)

São processos de tratamento que se constituem de lagoas ou canais rasos, que abrigam plantas aquáticas e que se baseiam em mecanismos físicos, químicos e biológicos para tratar esgoto. Dependendo do sistema, estes podem conter meio suporte poroso e inerte, como brita,

cascalho e areia. A maior preocupação nos sistemas de escoamento subsuperficial é a colmatção do leito após alguns anos de operação, dependendo das características do afluente e da granulometria do meio suporte (VON SPERLING, 2014).

- Filtros biológicos percoladores (FBP)

Os filtros biológicos percoladores são sistemas aeróbios de tratamento de esgoto. O sistema é constituído de um meio suporte de material grosseiro, tal como pedras, ripas ou material plástico, sobre o qual o esgoto é aplicado continuamente por meio de distribuidores rotativos ou estacionários (PONTES, 2003). A ventilação é usualmente natural. Os FBP são sistemas de grande aplicabilidade no Brasil, em função de sua simplicidade e baixo custo operacional (GONÇALVES *et al.*, 2000).

- Lodos ativados convencional (LAC)

O sistema de lodos ativados tem baixa demanda de área e apresenta elevada qualidade no efluente produzido, porém possui maior complexidade operacional e consumo energético (VON SPERLING, 2014). Suas unidades essenciais são o tanque de aeração (reator) e o tanque de decantação (decantador secundário). Quando é utilizado como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, o tratamento primário (decantador primário) é substituído pelo reator e o lodo secundário é retornado para o reator UASB. O sistema baseia-se na recirculação dos sólidos, que garante a qualidade do efluente e faz com que o tempo de detenção dos sólidos, ou idade do lodo, seja muito superior à do líquido.

Na Tabela 5.2 são apresentadas, complementarmente, características típicas dos STED avaliados. Estas informações não são contempladas em softwares de ACV, porém podem ser decisivas em momentos de escolha entre tratamentos.

Tabela 5.2 – Características típicas dos STED, expressos em valores per capita

Características típicas	Sistemas					
	Lagoas			Mistos		
	facultativa	anaeróbia + facultativa	anaeróbia + facultativa + maturação	UASB+ FBP	UASB+ SAC	UASB+ LAC
Demanda de área (m ² /hab)	3,00	2,25	4,00	0,15	3,00	0,14
Custo de implantação (R\$/hab)	130,00	115,00	285,00	200,00	150,00	185,00
Custo de manutenção(R\$/hab.ano)	6,50	6,50	8,00	15,00	7,50	22,50

Fonte: VON SPERLING (2014)

Assim, este trabalho teve por objetivo estruturar inventários de ciclo de vida (ICV) de STED simplificados aplicáveis a condições brasileiras, a fim de ampliar o uso da ACV nacionalmente e também subsidiar as ações dos tomadores de decisão ao apresentar de forma consolidada e simplificada informações ambientais sobre estes sistemas.

5.2 Material e métodos

5.2.1 Objetivo e escopo do trabalho

A construção dos ICV considerou apenas a etapa de operação dos STED, não sendo apreciadas, dessa forma, informações sobre as etapas de coleta e transporte do esgoto, implantação e descomissionamento dos STED e equipamentos.

A unidade funcional escolhida, ou a base para a comparação entre tratamentos e respectivas rotas, foi o metro cúbico de esgoto doméstico a ser tratado. Todas as emissões, materiais e consumo de energia foram então referidos a esta unidade funcional, que é tratada, no texto, como *m³ de esgoto*.

5.2.2 Inventário de ciclo de vida (ICV)

A construção dos inventários de ciclo de vida (ICV) seguiu princípios da série de normas ISO 14.040 e foi desenvolvida em planilhas (Excel), a partir de aspectos ambientais relativos aos sistemas.

Por se tratar de um estudo genérico e comparativo, os dados de caracterização do afluente a ser tratado pelos sistemas foram baseados em contribuições *per capita* usuais, como é demonstrado na Tabela 5.3. A produção de esgoto adotada, incluindo a parcela de infiltração, foi de 150 L/hab.dia¹⁹.

¹⁹ A vazão doméstica de esgoto é função do consumo de água. O consumo *per capita* de água (QPC) para pequenas localidades (10.000 a 50.000 habitantes) é estimado entre 110 e 180 L/hab.dia por von Sperling (2014). A produção per capita de esgoto, adotando-se um coeficiente de retorno (vazão de esgoto/vazão de água) de 0,8, situa-se, assim, entre 88 e 144 L/hab.dia. Como este trabalho trata de sistemas adaptados a condomínios residenciais, optou-se por adotar um valor mais elevado de consumo, já que estes empreendimentos podem estar localizados em cidades com padrão maior de consumo diário de água.

Tabela 5.3 – Características adotadas para o afluente adotado nos STED

Poluente	Contribuição <i>per capita</i>			Concentração (mg/L)
	(g/hab.dia)			
	Faixa ^(*)	Típico	Adotado	
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	40 - 60	50	50	333
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	80 - 120	100	100	667
Sólidos Suspensos Totais (SST)	35 - 70	60	45	300
Nitrogênio total (NT)	6 - 10	8	8	53
Fósforo Total (PT)	0,7 - 2,5	1	1	6,7

Fonte: ^(*)VON SPERLING (2014) - Quadro 2.24, página 110

5.2.2.1 Caracterização qualitativa e quantitativa das emissões dos sistemas de tratamento de esgoto doméstico (STED)

I) Emissões líquidas

As eficiências médias de remoção de poluentes do esgoto doméstico consideradas para cada um dos sistemas são apresentadas na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 – Eficiência média de remoção de poluentes no esgoto doméstico

Poluente	Lagoas			UASB+pós-tratamento		
	facultativa	anaeróbia + facultativa	anaeróbia + facultativa + maturação	UASB + FBP	UASB + SAC	UASB + LAC
DBO	75%	82%	85%	90%	92%	92%
DQO	60%	75%	77%	86%	88%	88%
SST	70%	70%	78%	92%	97%	92%
N	45%	50%	58%	20%	30%	60%
P	35%	35%	50%	20%	40%	60%

Fonte: ^(*)Adaptada de OLIVEIRA (2006) e VON SPERLING (2014) Quadro 4.14, página 357

É importante destacar que, por se tratarem de sistemas biológicos, os STED podem apresentar variações em seu desempenho e também que as eficiências encontradas para os sistemas representam dados médios de faixas esperadas. Assim, as condições de contorno respeitam a premissa de que os STED são semelhantes, porém não iguais em termos de produção de efluente final, já que estudos, como o de Oliveira (2006), demonstram a grande variabilidade de qualidade de efluente em STED, possibilitando, assim, a análise dos sistemas como comparáveis entre si.

Já a Tabela 5.5 traz a caracterização do efluente final em cada um dos sistemas inventariados, a partir das eficiências demonstradas na tabela anterior.

Tabela 5.5 – Caracterização esperada do efluente após tratamento nos STED

Poluente	Sistemas					
	Lagoas			UASB + pós-tratamento		
	facultativa	anaeróbia + facultativa	anaeróbia + facultativa + maturação	UASB + FBP	UASB + SAC	UASB + LAC
	mg/L					
DBO	83	60	50	33	27	27
DQO	267	167	153	93	80	80
SST	90	90	66	24	9	24
N	29	27	22	43	37	21
P	4	4	3	5	4	3

Pela análise da Tabela 5.4 e da Tabela 5.5 percebe-se que os sistemas mistos apresentam melhor desempenho para DBO, DQO e SST. Em se tratando da remoção de N, os sistemas que funcionam com maior tempo de detenção hidráulica têm melhores eficiências de remoção.

II) Emissões gasosas

a) Gases gerados e emitidos pelos sistemas de lagoas

Nos sistemas compostos de lagoas, apenas a emissão de gás metano foi considerada. Para o cálculo do metano produzido nas lagoas seguiu-se o protocolo do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006):

- Inicialmente foi determinado o balanço de DBO (ou $DBO_{removida}$) no sistema:
 $DBO_{entrada} (TOW) - DBO_{saída} (S)$;
- Na sequência, foi multiplicada a máxima produção de metano em esgoto doméstico (B_0), de $0,6 \text{ kg CH}_4/\text{kg DBO}_{removida}$ pelo fator de correção de altura das lagoas (MCF^{20}) para determinação da massa de metano emitida por massa de DBO removida pelo sistema ou $\text{kg CH}_4/\text{kg DBO}_{removida}$.

Dessa maneira, para cada sistema de lagoa calculou-se a emissão correspondente de metano. Sendo, lagoa facultativa: $7,5 \text{ g CH}_4/\text{m}^3$ de esgoto; lagoa anaeróbia + lagoa facultativa: $77,4 \text{ g CH}_4/\text{m}^3$ de esgoto e lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação: $89,4 \text{ g CH}_4/\text{m}^3$ de esgoto.

²⁰ Para lagoas facultativas e de maturação, de altura de até 2,0 m, MCF médio de 0,15. Em lagoas anaeróbias, com mais de 2,0 m, MCF médio 0,9. Para sistemas com mais de uma lagoa, fez-se a média entre as mesmas para determinação de um MCF médio.

b) Gases gerados no reator UASB

O biogás gerado nos reatores UASB é constituído de, aproximadamente, 75% de CH₄ (LOBATO, 2011), N₂, CO₂ e gases traço. Por ser o N₂ um gás inerte e o CO₂ se tratar de um gás de origem biogênica, os mesmos não foram considerados em termos de potenciais de impacto ambiental, seguindo protocolo do IPCC (2006).

As emissões dos reatores foram referenciadas ao metano, na forma de emissão direta ou fugas. O gás metano tem sua produção típica estimada em 64,2 NL/m³ de esgoto (LOBATO, 2012), sendo este valor reportado ao volume líquido produzido, já descontadas as perdas como gás residual (5%), outras perdas (5%) e a perda com o efluente (estimada em 20 mg/L). Assim, tem-se que a produção *teórica* desse gás seja de ²¹61,48 g CH₄/m³ de esgoto.

c) Gases gerados e emitidos pelo SAC (sistema de alagados construídos)

Fuchs *et al.* (2011) relacionam a emissão de gases em STED do tipo SAC horizontal²² ao metano e ao óxido nitroso (N₂O), e estes gases à DBO afluente do sistema. Adaptando-se as taxas encontradas pelos autores à realidade desta pesquisa, as emissões estimadas são de 29,1 g CH₄/ m³ de esgoto e 0,29 g N₂O/m³ de esgoto no SAC.

d) Gases gerados e emitidos pelo FBP (filtro biológico percolador)

As emissões de gases relacionadas ao FBP foram adaptadas às advindas de um STED do tipo SAC vertical²³ (FUCHS, 2011) pela semelhança entre os sistemas e a ausência de dados específicos para o FBP. Assim, estimou-se emissão da ordem de 2,68 g CH₄/ m³ de esgoto e de 0,23 g N₂O/m³ de esgoto no FBP.

e) Gases gerados e emitidos pelo LAC (lodos ativados convencional)

No sistema de lodos ativados convencional a emissão gasosa direta foi relacionada ao óxido nitroso (N₂O), por se tratar de um sistema aeróbio e estimado em 1,20x10⁻²g N₂O/ m³ de esgoto (RIBEIRO, 2013).

²¹ Considerando a densidade do metano de 550 g/m³.

²² Para DBO de 400 mg/L, a emissão estimada foi de 49,9 mg/L de CH₄ e 0,5 mg/L de N₂O em SAC horizontal.

²³ Para DBO de 400 mg/L, a emissão estimada pelos autores Fuchs *et al.* (2011) foi de 4,6 mg/L de CH₄ e 0,4 mg/L de N₂O em SAC vertical.

O LAC, por demandar energia elétrica para funcionamento dos aeradores, foi o único dos sistemas avaliados neste estudo que teve demanda de energia elétrica contemplada no ICV: 17 kWh/hab.ano ou 0,31kWh/m³ de esgoto (VON SPERLING, 2014).

III) Emissões sólidas (lodo)

a) Lodo líquido

A produção de lodo dos STED foi baseada em produções médias de lodo líquido, conforme apresentado na Tabela 5.6. Em se tratando do sistema UASB + SAC, foi considerada apenas geração de lodo no reator UASB.

Tabela 5.6 – Produção de lodo nos STED

Tipo de STED	Faixa típica de produção de lodo líquido a ser tratado ^(*)	Valor intermediário da faixa - lodo líquido a ser tratado ^(*)	Produção de lodo dos sistemas (b.u.) ^(**)
	L/hab.ano		kg/m ³ de esgoto
UASB + FBP	180-400	290	5,40
UASB + SAC	70-220	145	2,70
UASB + LAC	180-400	290	5,40
Lagoa facultativa (LF)	35-90	62,50	1,16
Lagoa anaeróbia (LA) + LF	55-160	107,50	2,00
LA + LF + lagoa de maturação	55-160	107,50	2,00

Fonte: ^(*)VON SPERLING (2014) - Quadro 4.15, página 358

Nota: ^(**)densidade do lodo: 1.020 kg/m³

Além do lodo produzido nos STED propriamente, também foi contabilizado o material retido durante o tratamento preliminar (Tabela 5.7) e que, portanto, deve ser destinado para tratamento. Esses dados são equivalentes para os seis STED avaliados.

Tabela 5.7 – Resíduo produzido no tratamento preliminar

Unidade	Taxa de produção (L/m ³) ^(*)	Densidade(kg/m ³) ^(**)	Produção (kg/m ³)
Grade grossa	0,009	800	7,20x10 ⁻³
Grade fina	0,038	800	3,04 x10 ⁻²
Desarenador	0,04	800	3,20 x10 ⁻²

Fonte: ^(*)JORDÃO, 1995 e ^(**)TOMIELLO, 2008

5.3 Resultados e discussão

A Tabela 5.8 apresenta as informações ambientais levantadas nesta pesquisa na forma consolidada de um inventário de ciclo de vida correspondente a seis sistemas de tratamento de esgoto doméstico simplificados.

Como já mencionado anteriormente, os resultados demonstrados são baseados em dados de literatura dada a escassez de materiais que discorram sobre o desempenho das tecnologias de tratamento de esgoto em operação no país, havendo poucas consolidações estruturadas em termos de uma avaliação global. Dessa forma, também há que se considerar que pequenas variações nas emissões relacionadas a cada um dos sistemas devem ser encaradas com parcimônia. A pequena variação no *volume de efluente* produzido entre os STED, por exemplo, é dada em decorrência de maior ou menor produção de lodo pelos mesmos. Todavia, essa variação pode ser considerada insignificante, tendo sido mantida apenas a título de respaldo ao fluxo de massa desenvolvido na elaboração dos ICV.

Tabela 5.8 – Inventário de ciclo de vida de seis sistemas simplificados de tratamento de esgoto doméstico – unidade funcional m³ de esgoto

Fase de tratamento		Poluente	Unidade	Lagoa Facultativa	Anaeróbia + Facultativa	Anaeróbia + facultativa + maturação	UASB + FBP	UASB + SAC	UASB + LAC
Tratamento preliminar ²⁴	Entradas	Afluentes STED	t	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	Saídas	Resíduo grade grossa	t	7,20x10 ⁻⁶	7,20x10 ⁻⁶	7,20x10 ⁻⁶	7,20x10 ⁻⁶	7,20x10 ⁻⁶	7,20x10 ⁻⁶
		Resíduo grade fina	t	3,04x10 ⁻⁵	3,04x10 ⁻⁵	3,04x10 ⁻⁵	3,04x10 ⁻⁵	3,04x10 ⁻⁵	3,04x10 ⁻⁵
		Resíduo desarenador	t	3,20x10 ⁻⁵	3,20x10 ⁻⁵	3,20x10 ⁻⁵	3,20x10 ⁻⁵	3,20x10 ⁻⁵	3,20x10 ⁻⁵
STED	Entradas	Afluentes STED	t	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	Saídas	Efluente STED ²⁵	t	9,99x10 ⁻¹	9,98x10 ⁻¹	9,98x10 ⁻¹	9,94x10 ⁻¹	9,97x10 ⁻¹	9,95x10 ⁻¹
		Biogás STED ²⁶	t	-	-	-	1,54x10 ⁻⁴	1,54x10 ⁻⁴	1,54x10 ⁻⁴
		Lodo STED (úmido) ²⁷	t	1,16x10 ⁻³	2,00x10 ⁻³	2,00x10 ⁻³	5,40x10 ⁻³	2,70x10 ⁻³	5,40x10 ⁻³
		Fuga de CH ₄ ²⁸	t	7,50x10 ⁻⁶	7,74x10 ⁻⁵	1,20x10 ⁻⁵	2,61x10 ⁻⁵	2,61x10 ⁻⁵	2,61x10 ⁻⁵
		N ₂ O (pós tratamento) ²⁹	t	-	-	-	2,33x10 ⁻⁷	2,92x10 ⁻⁷	1,20x10 ⁻⁸
		CH ₄ (pós tratamento) ³⁰	t	-	-	-	2,68x10 ⁻⁶	2,91x10 ⁻⁵	-
		Energia ³¹	kWh	-	-	-	-	-	3,11x10 ⁻¹
Leito de secagem	Entradas	Lodo STED (úmido)	t	1,16x10 ⁻³	2,00x10 ⁻³	2,00 x10 ⁻³	5,40x10 ⁻³	2,70x10 ⁻³	5,40x10 ⁻³
	Saídas	Lodo desidratado (65% de umidade)	t	7,88x10 ⁻⁴	1,36x10 ⁻³	1,36 x10 ⁻³	3,62x10 ⁻³	1,83x10 ⁻³	3,66x10 ⁻³
Efluente final	Entradas	Efluente tratado pelo STED	t	9,99x10 ⁻¹	9,98x10 ⁻¹	9,98x10 ⁻¹	9,94x10 ⁻¹	9,97x10 ⁻¹	9,95x10 ⁻¹
	Saídas	DBO	t	8,33x10 ⁻⁵	6,00x10 ⁻⁵	6,00x10 ⁻⁵	3,33x10 ⁻⁵	2,67x10 ⁻⁵	2,67x10 ⁻⁵
		DQO	t	2,67x10 ⁻⁴	1,67x10 ⁻⁴	1,67x10 ⁻⁴	9,33x10 ⁻⁵	8,00x10 ⁻⁵	8,00x10 ⁻⁵
		SST	t	9,00x10 ⁻⁵	9,00x10 ⁻⁵	9,00x10 ⁻⁵	2,40x10 ⁻⁵	2,40x10 ⁻⁵	2,40x10 ⁻⁵
		NT	t	2,93x10 ⁻⁵	2,67x10 ⁻⁵	2,67x10 ⁻⁵	4,27x10 ⁻⁵	2,13x10 ⁻⁵	2,13x10 ⁻⁵
		PT	t	4,33x10 ⁻⁶	4,33x10 ⁻⁶	4,33x10 ⁻⁶	5,33x10 ⁻⁶	2,67x10 ⁻⁶	2,67x10 ⁻⁶

²⁴ JORDÃO (1995) e TOMIELLO (2008).

²⁵ VON SPERLING (2014).

²⁶ LOBATO (2011).

²⁷ VON SPERLING (2014).

²⁸ Lagoas: IPCC (2006); UASB + pós: LOBATO (2011).

²⁹ FUCHS *et al.* (2011) para FBP e SAC; RIBEIRO (2013) para LAC.

³⁰ FUCHS *et al.* (2011).

³¹ VON SPERLING (2014).

Percebe-se importante contribuição de gases na fase de operação de todos os sistemas analisados. Considerando a ausência do gerenciamento dos gases, os STED com maior potencial de impacto ambiental são, em ordem decrescente, em função do metano produzido (em g CH₄/m³ de esgoto): UASB + SAC (171), UASB + FBP (145), UASB + LAC (142), lagoa anaeróbia + lagoa facultativa (77,4), lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação (12) e lagoa facultativa (7,5). Trabalhos como o de Noyola *et al.* (2013) propõem a cobertura de lagoas de estabilização para recuperação de biogás e metano. Por ser tratar de ICV da fase operacional, esta prática não foi considerada na presente pesquisa.

A observação de que somente o STED UASB + LAC é dependente de energia, efetivamente, para seu funcionamento sinaliza que este tipo de tratamento deve ter pior desempenho ambiental perante os impactos relacionados ao consumo de eletricidade.

Em termos de produção de lodo, os sistemas de lagoas produzem, proporcionalmente, menores volumes de lodo por m³ de esgoto tratado. Comumente, os prazos bastante dilatados previstos para que se realize a remoção do lodo desses STED contribuem para que o mesmo tenha importância secundária nesses sistemas. Todavia, há de se atentar para as dificuldades frequentemente relatadas na literatura para a descarga e, ainda, para a qualidade desse lodo, que comumente apresenta elevada mineralização (LIMA *et al.*, s.d.), o que pode dificultar sua desidratação em sistemas naturais (por exemplo, leitos de secagem). Em se tratando dos sistemas combinados, UASB + FBP e UASB + LAC, que funcionam com menores tempos de detenção hidráulica, apresentam, conseqüentemente, maiores volumes de lodo produzidos. No entanto, os sistemas combinados têm, como lembrado por Chernicharo (2006), lodo com boa desidratabilidade.

5.4 Conclusões

As informações consolidadas neste inventário demonstram que o mesmo pode ser bastante apropriado em momentos de tomada de decisão, já que sinalizam, de forma objetiva, as emissões associadas a cada fase presente na operação dos STED. A visão escalonada das emissões oferece uma análise prévia dos potenciais de impacto ambiental associados aos sistemas, oportunizando, de forma mais simplificada, a definição de possíveis rotas a serem simuladas para o gerenciamento das emissões (e

dos subprodutos, como lodo e biogás). Ou seja, um STED que apresente maior produção de biogás ou metano não necessariamente está condenado a ter pior desempenho em impactos ambientais associados, como mudanças climáticas, por exemplo, e ser previamente descartado como escolha, já que alternativas podem ser pensadas em função da emissão “problema”.

Assim, pela discussão apresentada, reforça-se a importância dos inventários de ciclo de vida regionais e a importância da construção dos mesmos para uso em avaliações de ciclo de vida de sistemas de esgoto doméstico no Brasil. Espera-se que estes contribuam também para ampliar a contenda acerca dos parâmetros exigidos pela legislação ambiental para os tratamentos de esgoto e a necessidade do gerenciamento dos subprodutos produzidos para melhoria do desempenho ambiental destas unidades, vindo ao encontro da crescente demanda dos atores do saneamento no sentido de revisão de seus procedimentos em termos de performance ambiental, tanto em termos de desenho de plantas de tratamento como de otimização de processos.

6 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE DOIS SISTEMAS SIMPLIFICADOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO, EM FUNÇÃO DO GERENCIAMENTO DOS SUBPRODUTOS GERADOS

6.1 Introdução

Dados da pesquisa nacional de saneamento básico (IBGE, 2010) sugerem que, aproximadamente 80% dos 5.564 municípios brasileiros têm população inferior a 50.000 habitantes e apenas 27,2% destes dispõem de sistemas de tratamento de esgoto doméstico (STED). Nestes municípios e em condomínios residenciais, os STED de pequeno porte e/ou descentralizados têm se tornado uma opção sustentável por serem alternativas acessíveis em locais desprovidos de redes coletoras de esgoto.

Nesse sentido, os sistemas simplificados despontam como uma alternativa bastante promissora para a realidade nacional, com os sistemas combinados anaeróbio/aeróbio se destacando pela grande aplicabilidade e pela produção de lodo de excesso relativamente menor quando comparados com sistemas exclusivamente aeróbios (CHERNICHARO, 2001). Soma-se, ainda, a produção de biogás que pode ser usado para produção de energia (ROSA, 2013), além de baixos custos de implantação e de operação, manutenção simples e boa eficiência.

Dentre as diversas alternativas disponíveis de sistemas combinados, duas têm sido frequentemente consideradas por pesquisadores, relacionadas ao uso do reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo, ou UASB (ALMEIDA, 2012; CANO *et al.*, 2011; CALIJURI *et al.*, 2009; DORNELAS, 2008; CHERNICHARO, 2006; CHERNICHARO *et al.*, 2001; SOUSA *et al.*, 2000): os sistemas de alagados construídos (SAC), que buscam recriar, na medida do possível, a estrutura e função dos ecossistemas alagados naturais, atuando como filtros “da natureza” (ITRC, 2003), e os filtros biológicos percoladores (FBP), que são constituídos com meio suporte de material grosseiro, tal como pedras, ripas ou material plástico, sobre os quais o esgoto é aplicado continuamente (PONTES, 2003).

Todavia, independentemente do porte, a escolha entre tecnologias de tratamento de esgoto é uma decisão desafiadora, pois diversas variáveis podem interferir em seu

custo de implantação e, principalmente, em sua sustentabilidade ambiental. Dessa forma, a avaliação de ciclo de vida (ACV) tem sido apresentada como uma metodologia de apoio eficiente aos tomadores de decisão, por permitir experimentações técnicas em busca da redução de impactos ambientais, já sendo utilizada desde a década de 1990 e tendo sido apontada como um importante instrumento no atendimento às demandas contemporâneas mais urgentes do saneamento em termos de avaliação de seus impactos ambientais.

O presente capítulo busca avaliar o desempenho ambiental, por meio da avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV)³² de dois sistemas simplificados de tratamento de esgoto doméstico, em função do gerenciamento dos subprodutos gerados. Para tal, consideraram-se duas diferentes rotas de disposição, incidindo em quatro combinações de tratamento/disposição:

- UASB + SAC com queima do biogás em *flare* e aterramento do lodo;
- UASB + SAC com uso do biogás em caldeira e do lodo como biofertilizante;
- UASB + FBP com queima do biogás em *flare* e aterramento do lodo;
- UASB + FBP com uso do biogás em caldeira e do lodo como biofertilizante.

6.2 Material e métodos

6.2.1 Objetivo e escopo do trabalho

Este trabalho avaliou os impactos ambientais potenciais relacionados ao tratamento de esgoto doméstico, incluindo aqueles referentes ao gerenciamento dos subprodutos gerados, lodo e biogás, não sendo consideradas nas análises as etapas de coleta e transporte do esgoto, implantação e descomissionamento dos STED e equipamentos.

Foram adotados princípios das normas da série ABNT NBR ISO 14.040 e 14.044 para gestão ambiental e avaliação do ciclo de vida – princípios e estrutura (ABNT, 2009a) e requisitos e orientações (ABNT, 2009b). Partindo-se da premissa de que incontáveis fatores influenciam o *loco* onde poderão ser instalados os STED aqui analisados, e do anseio de que os resultados pudessem ser apreciados sem interferências locais, os

³² Num contexto de ACV, a análise de impacto pode servir a dois objetivos (SETAC, 1993): tornar os dados de inventário mais relevantes pelo aumento do conhecimento acerca dos potenciais impactos ambientais; e facilitar a agregação e interpretação dos dados de inventário em formas que sejam mais manejáveis e significativas para a tomada de decisão.

trabalhos foram conduzidos até a etapa de avaliação de impacto do ciclo de vida, AICV, não sendo contemplada, dessa forma, a fase de interpretação.

O software SimaPro, que tem sido frequentemente utilizado em pesquisas de ACV em STED, foi adotado (GÜERECA *et al.*, 2011; RODRIGUEZ-GARCIA *et al.*, 2011; GODIN *et al.*, 2011; FUCHS *et al.*, 2011; GALLEGO *et al.*, 2008; RENOU *et al.*, 2008; LASSAUX *et al.*, 2007; MACHADO *et al.*, 2006; HOSPIDO *et al.*, 2004). Para as avaliações do impacto do ciclo de vida (AICV), o método escolhido foi o ReCiPe para: mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, toxicidade humana, formação de oxidantes fotoquímicos e ecotoxicidade de água doce. O método CED, ou demanda acumulada de energia, foi usado para avaliação do impacto de mesmo nome.

A unidade funcional escolhida, ou a base para a comparação entre tratamentos e respectivas rotas, foi o metro cúbico de esgoto doméstico a ser tratado. Todas as emissões, materiais e consumo de energia foram então referidas a esta unidade funcional, que será tratada, no texto, como *m³ de esgoto*.

6.3 Inventário de ciclo de vida (ICV)

A construção dos inventários de ciclo de vida (ICV) seguiu princípios da série de normas ISO 14.040 e foi desenvolvida em planilhas (Excel), a partir de aspectos ambientais relativos aos sistemas. A Figura 6.1 traz o escopo da AICV, no qual são contempladas as entradas e saídas principais dos sistemas, incluindo os subprodutos.

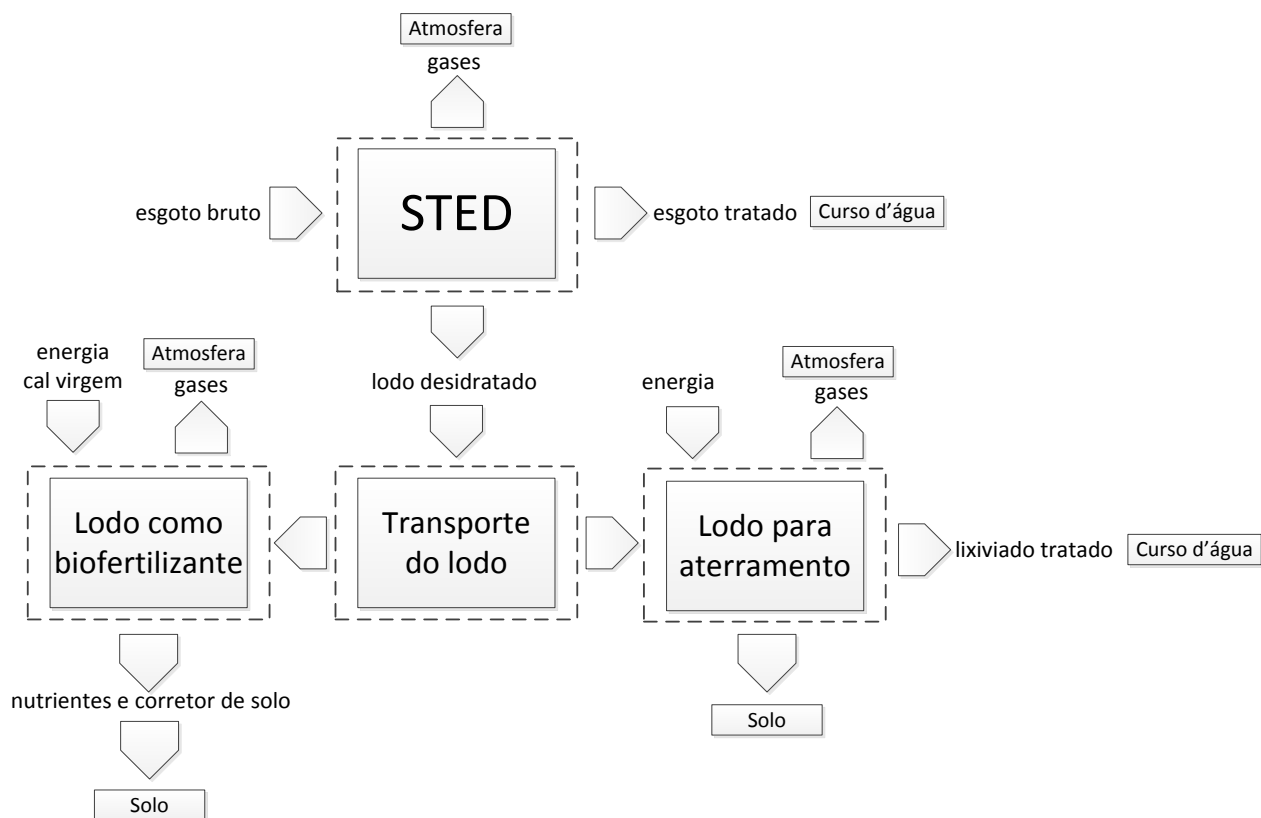


Figura 6.1 – Escopo dos sistemas de tratamento

As emissões relacionadas ao transporte³³ são contempladas em todas as esferas ambientais dentro do inventário correspondente que está disponível no banco de dados utilizado, o Ecoinvent.

Por se tratar de um estudo genérico e comparativo, os dados de caracterização do afluente a ser tratado pelos sistemas foram baseados em contribuições *per capita* usuais, como é demonstrado na Tabela 6.1. A produção de esgoto adotada foi de 150 L/hab.dia.

Tabela 6.1 – Características adotadas para o afluente (esgoto bruto)

Poluentes	Contribuição <i>per capita</i> (g/hab.dia)	Concentração (mg/L)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	50	333
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	100	667
Sólidos Suspensos Totais (SST)	45	300
Nitrogênio total (NT)	8	53
Fósforo Total (PT)	1	6,7

³³ O transporte é tratado em detalhes em item específico.

6.3.1 Caracterização qualitativa e quantitativa das emissões (e produções) dos sistemas de tratamento de esgoto doméstico (STED), incluindo as rotas de gerenciamento do lodo e biogás

Partiu-se da premissa de que o consumo energético dos STED é equivalente. Dessa forma, foi possível assumir que não haverá consumo energético para operação dos STED e que o efluente será lançado em curso d'água próximo, não sendo atribuído, também, gasto energético para este fim.

I) Emissões líquidas

As eficiências individuais dos sistemas e a caracterização do efluente final são apresentadas na Tabela 6.2.

Tabela 6.2 – Caracterização esperada do efluente após tratamento nos STED

Poluente	Concentração afluente adotada (mg/L)	Eficiências de remoção adotadas (%)(*)			Concentração efluente esperada (mg/L)		
		UASB	UASB + SAC	UASB + FBP	UASB	UASB + SAC	UASB + FBP
DBO	333	70	92	90	100	27	33
DQO	667	65	88	86	233	80	93
SST	300	73	97	92	83	9	24
NT	53	-	30	20	-	37	43
PT	6,7	-	40	20	-	4	5

Fonte: (*) Adaptadas de OLIVEIRA, (2006) e VON SPERLING (2014) – Quadro 4.14, página 357

Estudos como o de Oliveira (2006) demonstram que o desempenho das tecnologias de tratamento de esgoto é bastante variado, sendo influenciado, inclusive, por condições operacionais. Esta premissa subsidiou a inferência de que a qualidade do efluente produzido nos sistemas seja similar e comparável, apesar das diferenças esperadas entre estes.

II) Emissões gasosas

a) Gases gerados no reator UASB

As emissões dos reatores foram referenciadas ao metano, na forma de emissão direta ou fugas e, também, em relação à sua queima. A produção *teórica* desse gás foi

estimada em $^{34}61,48\text{g CH}_4/\text{m}^3$ de esgoto, e a produção *real*³⁵ com potencial de queima em $35,33\text{ g CH}_4/\text{m}^3$ de esgoto (adotado).

b) Queima do biogás gerado no reator UASB

Foram avaliados dois destinos para o biogás produzido pelos reatores UASB: i) queima em *flare*; e, ii) queima para produção de calor, denominado *queima em caldeira*. A estimativa de produção de gases pela queima do biogás foi tratada a partir de fatores de emissão, que são função da quantidade de metano ou da massa de resíduo (lodo) e são apresentados na Tabela 6.3. As eficiências de queima consideradas foram de 50% para *flare* (UNFCCC, s.d.) e 85% para caldeira (ROSA, 2013).

Tabela 6.3 – Emissões atmosféricas pela queima do biogás do reator UASB

Gases	Fator de emissão ³⁶		Emissão atmosférica	
	<i>Flare</i>	Caldeira	<i>Flare</i>	Caldeira
	g/Nm ₃ CH ₄		g/m ³ de esgoto	
CH ₄ (direta)	NA		17,67	5,30
NO _x	0,63		$2,03 \times 10^{-2}$	$3,45 \times 10^{-2}$
CO	0,74		$2,37 \times 10^{-2}$	$4,02 \times 10^{-2}$
			UASB+SAC	UASB+FBP
	g/ton _{resíduo}		g/m ³ de esgoto	
SO _x (como SO ₂)	80	$2,16 \times 10^{-1}$	$4,32 \times 10^{-1}$	$2,16 \times 10^{-1}$
			UASB+SAC	UASB+FBP

Fonte: BEYLOT et al. (2013)

c) Gases gerados e emitidos pelo SAC (sistema de alagados construídos)

As taxas de emissão de óxido nitroso (N₂O) e metano (CH₄) reportadas por Fuchs *et al.* (2011) para SAC foram adaptadas para a realidade desta pesquisa, chegando-se aos valores de $29,1\text{ g CH}_4/\text{m}^3$ de esgoto e $0,29\text{ gN}_2\text{O}/\text{m}^3$ de esgoto.

d) Gases gerados e emitidos pelo FBP (filtro biológico percolador)

As emissões de gases relacionadas ao FBP foram adaptadas às advindas de um STED do tipo SAC vertical³⁷ (FUCHS, 2011) pela semelhança entre os sistemas e a ausência

³⁴ Considerando a densidade do metano de $550\text{ g}/\text{m}^3$.

³⁵ Já descontadas as perdas: $26,15\text{ g CH}_4/\text{m}^3$ de esgoto.

³⁶ Os fatores de emissão apresentados pelos autores Beylot *et al.* (2013) são relacionados à queima de biogás de aterro sanitário. Sendo tais fatores relacionados ao percentual de metano, o mesmo foi adaptado ao biogás proveniente dos STED.

³⁷ Para DBO de $400\text{ mg}/\text{L}$, a emissão estimada pelos autores Fuchs *et al.* (2011) foi de $4,6\text{ mg}/\text{L}$ de CH₄ e $0,4\text{ mg}/\text{L}$ de N₂O em SAC vertical.

de dados específicos ao FBP. Assim, estimou-se emissão da ordem de 2,68 g CH₄/ m³ de esgoto e de 0,23 g N₂O/m³ de esgoto no FBP.

e) Calor produzido pela queima do biogás

O calor produzido foi considerado em função do poder calorífico inferior (PCI)³⁸ do biogás. O calor perdido na queima (50% para o *flare* e 15% para a caldeira) foi contabilizado como ônus do tratamento. Para a caldeira, foi considerada, ainda, uma perda técnica de 30% na contabilização líquida do calor produzido antes desse ser creditado aos sistemas (Tabela 6.4).

Tabela 6.4 – Calor produzido pela queima do biogás de reator UASB em *flare* e em caldeira

Calor <i>perdido</i> considerando as eficiências		Calor <i>útil</i> considerando as eficiências	
MJ/m ³ de esgoto			
<i>Flare</i>	Caldeira	<i>Flare</i>	Caldeira
1,60	0,82	NA	1,90

Nota: PCI: 25,1 MJ/m³ de biogás – LOBATO (2012); Produção líquida de biogás: 0,13 m³/ m³ de esgoto; Produção bruta de calor: 3,20 MJ/m³ de esgoto

III) Emissões sólidas (lodo)

a) Lodo líquido

A produção de lodo dos STED foi baseada em produções médias de lodo líquido, conforme apresentado Tabela 6.5. Em se tratando do sistema UASB + SAC, foi considerada apenas geração de lodo no reator UASB.

³⁸ Refere-se ao calor de combustão menos o calor de vaporização do vapor de água presente no gás; biogás com 70% de CH₄.

Tabela 6.5 – Produção de lodo nos STED

Tipo de STED	Faixa típica de produção de lodo líquido a ser tratado ^(*) L/hab.ano	Produção média de lodo líquido a ser tratado ^(*)	Produção de lodo dos sistemas ^(**) kg/m ³ de esgoto
UASB + FBP	180-400	290	^(***) 5,40
UASB + SAC	70-220	145	^(****) 2,70

Fonte: ^(*)VON SPERLING (2014) – Quadro 4.15, página 358

Nota: ^(**)densidade do lodo: 1.020 kg/m³; ^(***)97% de umidade e ^(****)96% de umidade.

b) Lodo desidratado

Considerou-se que o lodo foi desidratado em um sistema natural (em leitos de secagem, sem consumo de energia), com aumento de sólidos totais de 3% para 35% no sistema UASB + FBP e de 4% para 35% no sistema UASB + SAC. Avaliaram-se duas rotas de destinação para o lodo desidratado: i) higienização para uso como biofertilizante e/ou corretor de pH de solo cultivável – tratado apenas como **biofertilizante**; e ii) o envio para disposição em aterro sanitário.

b.1) Biofertilizante

Foi considerado *biofertilizante* a mistura do lodo desidratado com a adição de 50% de cal virgem em relação ao peso do lodo seco (ANDREOLI *et al.*, 2013). Este biofertilizante contabilizou créditos como fertilizante do solo, em termos de NPK e corretor de pH de solo³⁹, como calcário evitado (Tabela 6.6).

Tabela 6.6 – Consumo de cal virgem e produção do biofertilizante

Tipo de STED	Lodo desidratado (65% de umidade)	Cal virgem ou calcário (equivalente) ^(*)	Biofertilizante (lodo 70% + cal virgem) ^(**)
kg/m ³ de esgoto			
UASB+FBP	3,62	0,63	4,51
UASB+SAC	1,83	0,32	2,28

Nota: ^(*) A cal virgem equivale a 50% do peso seco do lodo; ^(**) A massa de lodo desidratada foi corrigida para a umidade de 70% a fim de alinhar-se os dados aos de Nascimento (2014). Todavia, o cálculo de cal virgem foi feito em função do lodo a 65%.

³⁹ Dada a possibilidade de substituição da massa equivalente de cal virgem ao calcário.

Considerando a digestão anaeróbia do lodo e a adição da cal, a forma química dos nutrientes contabilizados em termos de NPK na AICV foram: ureia amônia nitrato (N), fosfato amônia nitrato (P₂O₅) e potássio nitrato (K₂O). Na Tabela 6.7 são listadas as concentrações adotadas e as respectivas produções de cada um dos nutrientes por STED.

Tabela 6.7 – Créditos de nutrientes (NPK) ao sistema

Tipo de STED	Nutrientes produzidos pelo sistema (g/m ³ de esgoto)		
	N	P	K
UASB + FBP	37,46	29,78	23,92
UASB + SAC	18,92	15,05	12,08

Fonte: ⁽¹⁾NASCIMENTO, 2014

Nota: Os créditos de NPK ao sistema foram estimados considerando-se as seguintes concentrações de nutrientes no lodo caledado (70% de umidade⁴⁰)(em dag/kg): N (N_{total}) = 0,83; P (P₂O₅) = 0,66; K (K₂O) = 0,53

Para a aplicação do biofertilizante em solo agrícola foi considerado o uso de um equipamento específico, o caleador. O consumo de combustível adotado para este equipamento foi de 0,42 L/ton biofertilizante – determinado em função da taxa de aplicação do biofertilizante (12 ton/ha⁴¹) e do fator de consumo de combustível do mesmo (5,00 L/ha⁴²).

Da relação entre o combustível consumido pelo caleador e o seu poder calorífico (3,85 kWh/L) foi possível determinar o consumo energético para a aplicação (1,60 kWh/ton) em função da massa de biofertilizante produzida em cada um dos STED: 7,23x10⁻³e 3,65x10⁻³ kWh/m³ de esgoto para UASB + FBP e UASB + SAC, respectivamente.

As emissões diretas para a atmosfera relacionadas à aplicação do biofertilizante foram calculadas em função de fatores de emissão para motores diesel (caleador), apresentados na Tabela 6.8. Os dados de emissão seguiram o preconizado no Primeiro Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários, do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2011).

⁴⁰ A massa de lodo desidratada foi corrigida para a umidade de 70% a fim de se alinhar os dados aos de Nascimento (2014). Todavia, o cálculo de cal virgem foi feito em função do lodo a 65%.

⁴¹ BARBOSA *et al.* (2007).

⁴² AGRIANUAL (2010).

Tabela 6.8 – Gases oriundos da aplicação do biofertilizante

Gases	CO	NO _x	Material particulado
Fator de emissão (g/kWh) ^(*)	0,830	1,800	0,018
Tipo de STED	kg/m ³ de esgoto		
UASB+FBP	3,62	0,63	4,51
UASB+SAC	1,83	0,32	2,28

Fonte: ^(*)BRASIL (2011)

b.2) Aterro Sanitário

A resolução CONAMA 404/2008 contempla a disposição de lodo de esgoto na lista dos resíduos admitidos em aterros sanitários de pequeno porte⁴³. Como os aterros sanitários⁴⁴ inventariados e disponíveis nos softwares de ACV não representam a realidade dos aterros brasileiros, desenvolveu-se uma metodologia específica para a consideração do aterramento do lodo produzido nos STED. Em função de especificidades regionais, generalizações fizeram-se necessárias a fim de garantir representatividade ao modelo que simula um aterro sanitário provido de captura e tratamento de biogás (queima em *flare*) e tratamento do lixiviado (em sistema composto por lagoa anaeróbia seguido de lagoa facultativa).

Gases do aterramento de lodo de esgoto digerido pós-desidratação

Produção de metano

Inicialmente, cogitou-se tratar as emissões atmosféricas de forma equivalente às de aterramento de resíduo sólido urbano (RSU) dada a ausência de dados específicos sobre o aterramento de lodo de esgoto. Todavia, a ciência sobre o decréscimo ocorrido na concentração de matéria orgânica do lodo, expressa em sólidos voláteis, ainda

⁴³ Aterros de pequeno porte são referenciados em função da especificidade dos sistemas de tratamento de esgoto analisados neste estudo atenderem, preferencialmente, a municípios menores.

⁴⁴ Aterros sanitários inventariados e disponíveis no software SimaPro: *Process-specific burdens, sanitary landfill* e *Disposal, municipal solid waste, 22,9% water, to sanitary landfill*. O primeiro modelo, apesar de atender a resíduos genéricos, não considera os impactos diretamente relacionados aos próprios resíduos e subprodutos, sendo maior destaque dado à operação do aterro e à área destinada à implantação do mesmo. O segundo modelo não considera o aterramento de lodo em seus resultados e a característica do resíduo adotado em termos de umidade (22,9%) é diferente do lodo desidratado (65% de umidade) e mesmo dos RSU nacionais, que gira em torno de 30% .

dentro do digestor UASB direcionou o recálculo das emissões relativas, a fim garantir a legitimidade do retrato desta produção.

O percentual estimado de material orgânico em RSU nacionais é 50% e a umidade aproximada de 60%. LIMA (2002, citado por Brito Filho, 2005) afirma haver destruição de 60% dos sólidos voláteis desses RSU durante o aterramento sob uma densidade de 237 kg/m^3 , com consequente produção de $0,25 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$. Andreoli *et al.* (2001) sugere serem necessários $3,8 \text{ m}^3$ ao aterramento de uma tonelada de lodo desidratado (com 35% SST), indicando uma densidade de lodo $263,2 \text{ kg/m}^3$.

A produção de metano por tonelada de RSU aterrada varia nacionalmente entre 88 e 138 m^3 (FERNANDES, 2009). Numa esfera mais global, a Agência Americana de Proteção Ambiental sinaliza uma produção de $170 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{ton RSU}$ (USEPA, 2005).

O lodo de esgoto digerido e desidratado (em reator UASB e leitos de secagem, respectivamente) com 35% de ST apresenta, comumente, uma relação SV/ST próxima de 50%. Considerando uma taxa de destruição de voláteis da ordem de 45%, tem-se, então, algo em torno de $80 \text{ kg SV destruídos/m}^3$ de lodo ou a emissão de $20 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{m}^3$ de lodo desidratado aterrado, caso seja adotado o mesmo padrão de produção relacionado ao aterramento de RSU ($0,25 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$).

Estes números indicam que, apesar do lodo digerido e desidratado ser disposto comumente em aterros sanitários no Brasil, as emissões relacionadas a esses devem ser avaliadas de forma distinta, de modo a não haver uma superestimação da produção de gases, já que o lodo é um material previamente digerido e, portanto, com menor potencial de produção de gases durante o aterramento, como demonstrado pelos cálculos.

Emissão direta de gases pelo aterramento

A Tabela 6.9 apresenta as emissões diretas à atmosfera durante o aterramento do lodo, em função da composição do biogás. Esta composição é derivada das faixas de composição de biogás de aterro apresentada em Tchobanoglous (1993).

Tabela 6.9 – Gases oriundos do aterramento do lodo

Gases ^(*)	CH ₄	N ₂	NH ₃	CO	SO ₂
Tipo de STED	kg/m ³ de esgoto				
UASB+FBP	43,81	1,59	0,4	0,08	0,4
UASB+SAC	22,13	0,8	0,2	0,04	0,2

Nota: ^(*)O CO₂ representa aproximadamente 42% da composição do biogás, todavia não foi contemplado visto ser um gás de origem biogênica (IPCC, 2006). Em V/V: N₂, 2%; NH₃, 0,5%; CO, 0,1% e SO₂, 0,5%.

Lixiviado do aterro sanitário: produção, caracterização e tratamento

Utilizou-se o aplicativo *Excedente hídrico para aterros sanitários*, do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, s.d.), para a estimativa do volume de lixiviado produzido em aterros de pequeno porte brasileiros. Observou-se, durante a manipulação do aplicativo, que, na maioria das simulações, o excedente hídrico representava, aproximadamente, um quarto da precipitação no local. Este percentual, coincidente às estimativas baseadas no grau de compactação dos resíduos ou do seu peso específico, preconizados pelo método suíço de predição de lixiviado (LANGE e AMARAL, 2009), foi então seguido. Adotou-se uma precipitação média anual de 1.500 mm e foram desconsideradas outras contribuições e perdas. Estimou-se que, para uma profundidade de valas de 3,0 metros⁴⁵ e densidade do lodo desidratado⁴⁶ de 1,05 ton/m³, a área necessária para o aterramento de uma tonelada de resíduo fosse de 0,317 m². O excedente hídrico de 375 mm (25% da precipitação média adotada) representou, então, para tais condições, 0,375 m³ de lixiviado por m² de aterro ou 0,119 m³ de lixiviado por tonelada de resíduo aterrado.

As emissões para a água correspondentes ao lodo aterrado referem-se ao lixiviado produzido no aterro, após tratamento em sistema australiano de lagoas (composto de uma lagoa anaeróbia, com altura de cinco metros e seguido de lagoa facultativa, com altura de dois metros), que é comumente utilizado no país. A caracterização desse lixiviado é apresentada na Tabela 6.10. Nesta tabela, é demonstrada, inicialmente, a faixa de variação da concentração dos lixiviados de aterros sanitários nacionais (NAKAMURA, 2012). A grande amplitude verificada nos dados conduziu à adoção de

⁴⁵A companhia ambiental do Estado de São Paulo sinaliza que, para municípios de pequeno porte, é aceitável e até aconselhável o uso da técnica dos aterros sanitários na forma de valas (CETESB, 2011).

⁴⁶A densidade do lodo é, aproximadamente 1,02, porém foi considerada a densidade do RSU.

valores relativos a um aterro real⁴⁷, situado no Estado de Minas Gerais com idade de 1,7 anos (DIAS, 2012).

Tabela 6.10 – Caracterização do lixiviado de aterro sanitário e eficiência do sistema de tratamento

Poluente	Varição da composição de lixiviados nacional ^(*) mg/L	Afluente aterro real 1,7 ano ^(**) mg/L	Eficiência média do tratamento % ^(***)	Lixiviado tratado mg/L
DBO	20-8.600	2.137	85%	321
DQO	190-22.300	3.831	80%	766
SST	5-700	745	80%	149
SDT	.	3.780	*80%	756
ST	.	5.275	*80%	1.055
N-NH3	.	425	60%	170
N-org	400-1.200	32	60%	13
N-NO3	0-3,5	.	.	.
PT	0,1-15	.	.	.

Fonte: ^(*)BASTOS *et al.*(2003); SOUTO e POVINELLI, (2007) em NAKAMURA, (2012); ^(**)DIAS (2012); ^(***)VON SPERLING (2014)*adaptados

As eficiências encontradas no tratamento do lixiviado deste aterro indicaram valores bem acima do preconizado em von Sperling (2014) para o sistema australiano de lagoas. Dias (2012) mostra, em sua pesquisa, que o TDH do lixiviado nas lagoas de tratamento (do aterro real) esteve bastante elevado, chegando, em algumas épocas do ano, a um valor 15 vezes maior que o de projeto, e discute ainda que esta situação é comum no país. Diante dessa incerteza e em busca de maior representatividade ao aterro simulado, optou-se por seguir as eficiências sugeridas por von Sperling (2014), que, mesmo sendo originalmente desenvolvidas para sistemas de tratamento de esgoto doméstico, têm sido referência para projetos de tratamento de lixiviados no país.

Para o balanço hídrico, optou-se por desconsiderar variações em volume durante o tratamento do lixiviado, já que as emissões relacionadas à produção e ao tratamento do lodo do sistema de lagoas não foram contempladas devido à ausência de dados específicos. Dessa forma, o volume de lixiviado após tratamento em lagoas foi mantido em 0,119 m³ de lixiviado por tonelada de lodo aterrado. Na Tabela 6.11 são

⁴⁷ Foi considerado um aterro sanitário com idade aproximada de dois anos, já que se acredita que, sob as condições climáticas brasileiras, nesta idade, os aterros já estejam próximos da estabilização, em termos de biodegradabilidade.

apresentadas as emissões para o corpo receptor, por STED, a partir dos sistemas de tratamento de lixiviados de aterro sanitário.

Tabela 6.11 – Emissões do lixiviado do aterro sanitário para a água

Poluente	Concentração média no lixiviado tratado (mg/L)	Emissões para o corpo receptor (g/m ³ de esgoto)	
		UASB + FBP	UASB + SAC
DBO	321	1,38x10 ⁻⁴	6,98x10 ⁻⁵
DQO	766	3,30x10 ⁻⁴	1,67x10 ⁻⁴
SST	149	6,42x10 ⁻⁵	3,24x10 ⁻⁵
SDT	756	3,26x10 ⁻⁴	1,65x10 ⁻⁴
ST	1055	4,55x10 ⁻⁴	2,30x10 ⁻⁴
N-NH ₃	170	7,33x10 ⁻⁵	3,70x10 ⁻⁵
N-org	13	5,45x10 ⁻⁶	2,75x10 ⁻⁶

Gases emitidos durante o tratamento do lixiviado

O Painel Internacional de Mudanças Climáticas (IPCC, 2006) reporta as emissões atmosféricas do tratamento em lagoas em termos de emissão de metano. Essas emissões são apresentadas em função da DBO removida pelos sistemas (em kg de DBO), da altura das lagoas e da capacidade máxima de produção de metano para o esgoto doméstico (0,6 kgCH₄/ kg DBO). O produto da multiplicação da máxima produção de metano por um fator de correção⁴⁸, variável em função da altura das lagoas, refere-se então à massa de metano produzida em função da massa de DBO removida. Finalmente, a multiplicação desse produto pela massa de DBO removida no sistema resulta na massa de metano emitida pelo tratamento. Assim, a partir do fator de emissão de metano por área de aterro demandada determinado, de 0,04 kg/m² de aterro, foi possível definir a emissão de metano por área de aterro, correspondente a cada um dos STED, como mostrado na Tabela 6.12.

Tabela 6.12 – Emissão de metano correspondente ao lodo aterrado

Tipo de STED	Área de aterro demandada m ² /m ³ de esgoto	Emissão de CH ₄ g de CH ₄ /m ³ de esgoto
UASB + FBP	1,15x10 ⁻³	0,05
UASB + SAC	5,81x10 ⁻⁴	0,03

⁴⁸ Neste trabalho adotou-se o fator de correção de 0,6, já que o mesmo pode variar entre 0,3 para lagoas de até 2,0 metros e 0,8 para lagoas acima de 2,0 metros (IPCC, 1996).

Gases emitidos na operação do aterro

Movimentação de máquinas

As emissões geradas na fase de operação do aterro⁴⁹ são relacionadas exclusivamente ao espalhamento⁵⁰ e compactação do resíduo (1,02 L diesel/t lodo) e o recobrimento do mesmo (0,1 L diesel/t lodo). A partir do PCI⁵¹ do diesel, determinou-se o consumo energético referente à operação do aterro em $1,56 \times 10^{-2}$ e $7,90 \times 10^{-3}$ kWh/m³ de esgoto para UASB + FBP e UASB + SAC, respectivamente. Na Tabela 6.13 são apresentadas as emissões da fase de operação do aterro para os STED, em função da queima de combustível do caminhão basculante e do trator de esteira utilizados no aterramento e recobrimento do lodo (resíduo).

Tabela 6.13 – Gases emitidos durante a operação do aterro sanitário

Gases	CO	NOx	Material particulado
(*)Fator de emissão (g/kWh)	0,830	1,800	0,018
Tipo de STED	g/m ³ de esgoto		
UASB + FBP	$1,30 \times 10^{-2}$	$2,82 \times 10^{-2}$	$2,82 \times 10^{-4}$
UASB + SAC	$6,56 \times 10^{-3}$	$1,42 \times 10^{-2}$	$1,42 \times 10^{-4}$

Fonte: (*)BRASIL (2011)

Flare

A Tabela 6.14 apresenta as emissões relacionadas à queima do biogás em *flare* (50% de eficiência) e também à perda direta do metano.

⁴⁹ No aterro sanitário, a exemplo dos STED, as emissões relativas também foram relacionadas apenas à fase de operação.

⁵⁰ RODRIGUES (2008) – Referentes ao município de Ilha Solteira (SP), com população aproximada de 25.000 habitantes: na etapa de *espalhamento e compactação*, o autor estima o percurso de 0,56 quilômetros pelo trator de esteira para cada tonelada de RSU aterrado. O fator de consumo de combustível deste tipo de trator é 1,82 L/km. Já na etapa de *recobrimento*, o fator de consumo de combustível do caminhão basculante é de 0,40 L/km e a distância percorrida por tonelada de RSU aterrado é de 0,26 km.

⁵¹ 3,85 kWh/ L diesel e 4,32 kWh/ ton de lodo.

Tabela 6.14 – Emissões atmosféricas da *queima* do biogás do aterro sanitário em *flare*

Gás	(*)Fator de emissão (g/Nm ₃ CH ₄)	Emissão atmosférica (g/m ³ de esgoto)	
		UASB + SAC	UASB + FBP
CH ₄ (direta)	NA	5,030	9,956
NO _x	0,63	0,006	0,011
CO	0,74	0,007	0,013
Material particulado	0,24	0,002	0,004
	g/ton _{resíduo}	g/m ³ de esgoto	
SO _x (como SO ₂)	80	0,146	0,290

Fonte: (*)BEYLOT *et al.* (2013)

Transporte do lodo

Esta etapa relaciona-se à destinação do lodo desidratado, tratada nos itens anteriores. Para o transporte do lodo foi considerado o uso exclusivo de caminhões (3,5 toneladas de capacidade de carga) e *estipulado* que a distância a partir dos STED para destinação do lodo foi de 10 quilômetros, no caso da viagem até o aterro sanitário, e 20 quilômetros, quando se tratou da disposição em solo agrícola.

As emissões relacionadas ao transporte foram reportadas dentro do software⁵² em função da unidade *tkm* – que inclui a quantidade transportada (Tabela 6.6) e a distância percorrida, ida e volta (em quilômetros), conforme apresentado na Tabela 6.15.

Tabela 6.15 – Transporte: (*)*tkm* necessários à disposição do lodo

Tipo de STED	<i>tkm</i> – aterro sanitário	<i>tkm</i> – solo agrícola
UASB + FBP	0,07	0,18
UASB + SAC	0,04	0,09

(*)Unidade para transporte que inclui a quantidade transportada (em toneladas) e a distância percorrida, ida e volta (em quilômetros)

A descrição do inventário relacionado à unidade *tkm*, assim como dos demais elementos que estão disponíveis no banco de dados são apresentados no **APÊNDICE A - INVENTÁRIOS DE CICLO DE VIDA UTILIZADOS E RESPECTIVOS ELEMENTOS NO BANCO DE DADOS ECOINVENT DISPONÍVEIS NO SIMAPro**. Esse apêndice trata dos

⁵² Em se tratando do transporte no software SimaPro, também as contribuições relacionadas à manutenção e operação da via de passagem são consideradas, além daquelas relacionadas ao veículo e ao combustível.

inventários de ciclo de vida disponíveis no SimaPro (e utilizados neste trabalho), além da correspondência dos elementos inventariados nesta pesquisa.

6.4 Resultados

6.4.1 Análise comparativa dos STED e rotas de gerenciamento dos subprodutos lodo e biogás

A Figura 6.2 traz os impactos ambientais potenciais relacionados aos STED UASB + FBP e UASB + SAC, considerando as diferentes rotas de gerenciamento para o lodo e o biogás.

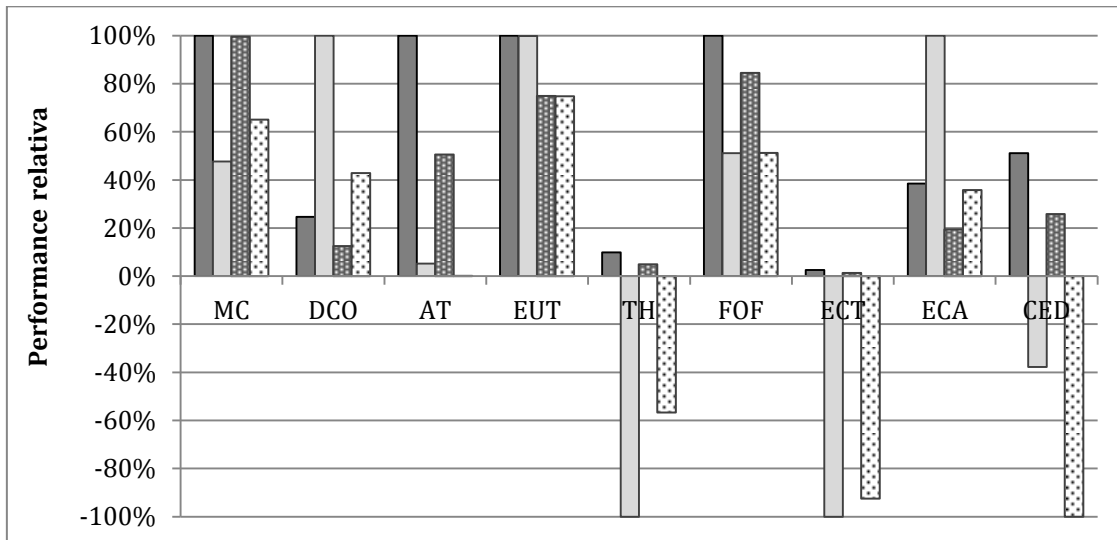


Figura 6.2 – Impactos ambientais relacionados aos STED em função das rotas de gerenciamento dos subprodutos lodo e biogás

UASB+FBP - flare + aterro
 UASB+FBP - caldeira + biofertilizante
 UASB+SAC - flare + aterro
 UASB+SAC - caldeira + biofertilizante

Legenda

Impacto	Sigla	Unidade referência
Mudanças climáticas	MC	kg de CO ₂ eq.
Depleção da camada de ozônio	DCO	kg de CFC-11 eq.
Acidificação terrestre	AT	kg de SO ₂ eq.
Eutrofização de água doce	EUT	kg de P eq.
Toxicidade humana	TH	kg de 1,4-DB eq.
Formação de oxidantes fotoquímicos	FOF	kg de NMVOC eq.
Ecotoxicidade terrestre	ECT	kg de 1,4-DB eq.
Ecotoxicidade de água doce	ECA	kg de 1,4-DB eq.
Demanda acumulada de energia	CED	MJ eq.

O potencial de impacto de cada uma das categorias é apresentado no eixo vertical, sendo que 100% representa o sistema mais impactante dentro de cada categoria analisada e os demais sendo relativizados a esse. Valores negativos demonstram potencial de minimização do impacto em análise no respectivo cenário.

Da análise desta figura, podem ser feitos os seguintes comentários:

- No geral, é possível inferir que a rota *flare + aterro* (colunas 1 e 3) causa maiores impactos (piores resultados) comparativamente à rota *caldeira + biofertilizante* (colunas 2 e 4), independentemente do sistema de tratamento de esgoto adotado, com exceção dos impactos depleção de camada de ozônio e ecotoxicidade aquática e eutrofização;
- A rota *caldeira + biofertilizante* apresenta exclusivamente impactos ambientais positivos para toxicidade humana e ecotoxicidade terrestre e também para a CED, em ambos os STED.

Para melhor entendimento dos resultados, os impactos são discutidos, a seguir, de forma individualizada, a partir dos resultados obtidos pela análise dos *diagramas de Sankey*⁵³ gerados no software de ACV:

1. Mudanças climáticas

- Ainda na Figura 6.2 é possível notar que os maiores impactos estão relacionados à rota *flare + aterro*, independentemente do sistema adotado. Investigando-se essa rota, percebe-se que:
 - O aterramento do lodo é responsável por mais da metade das emissões relacionadas a este impacto (53%), quando se trata do sistema UASB + FBP, e que a fuga do biogás no aterro responde por 79% deste percentual;
 - As emissões inerentes ao funcionamento do reator UASB, ainda nos sistema UASB + FBP, são responsáveis pela quarta parte do potencial de impacto em MC. O *flare* do UASB corresponde a 17%, seguido das emissões advindas do FBP (5 %);

⁵³ O *Diagrama de Sankey* é um tipo específico de fluxograma no qual a largura das setas é proporcional à quantidade do fluxo. São usados para visualizar energia, custo ou transferência de materiais entre processos, por setas diferenciadas.

- Já no sistema UASB + SAC, as emissões relacionadas ao aterramento do lodo são aproximadamente metade daquelas encontradas no UASB + FBP (27%), respeitando a razão existente na produção de lodo entre os dois STED;
 - Neste STED, UASB + SAC, a maior fonte de emissões é o próprio SAC, com 31%, seguida do reator UASB e *flare* do UASB, que têm emissões coincidentes às encontradas para UASB + FBP.
- Para a rota *caldeira + biofertilizante*, tem-se que:
 - No sistema UASB + FBP, as fugas de biogás do reator correspondem a 52% do potencial em MC, seguido pelo biofertilizante, com, aproximadamente, 36%;
 - Vale lembrar que o biofertilizante, apesar de seu ganho enquanto nutriente (especialmente como ureia), não foi capaz de, sozinho, ser considerado um ganho ambiental, já que o caráter nutritivo correspondente do biofertilizante consegue minimizar apenas a terça parte das emissões oriundas da produção da cal virgem utilizada na produção do mesmo;
 - Em relação à energia produzida na caldeira, esta representa, aproximadamente, 1% no potencial impactante em MC;
 - No sistema UASB + SAC, assim como na rota *flare + aterro*, a maior contribuição é relativa ao SAC (48%), seguida de UASB (38%) e biofertilizante (13%).

Dessa maneira, pode-se concluir que, em se tratando do impacto mudanças climáticas, melhores resultados são encontrados em sistemas com menores produções de lodo, dada a grande emissão relacionada ao aterramento e também à produção da cal virgem, quando este lodo é higienizado para uso como biofertilizante. O SAC tem expressiva contribuição para MC em função das emissões diretas de metano e óxido nitroso.

2. Depleção de camada de ozônio

- Para a rota *flare + aterro*, a totalidade das emissões são referenciadas ao aterramento do lodo, sendo 91,5% destas referentes ao transporte do lodo e o restante à operação do aterro, independentemente do STED avaliado.
- Já na rota *caldeira + biofertilizante*, este impacto é diretamente influenciado pela higienização do lodo.
- O uso da cal virgem, para este fim, apesar de ter contribuído para o melhor desempenho da rota onde foi adotada (biofertilizante), teve também peso para elevação deste impacto, devido, principalmente, ao consumo de combustível (*heavy fuel oil*) em sua produção. Mesmo tendo sido considerada a equivalência em massa de calcário pelo uso como corretor de solo da cal adicionada ao lodo, este não foi capaz de minimizar tais impactos. Na Figura 6.3 é possível avaliar a superioridade em termos de potencial de impacto ambiental da cal virgem comparativamente ao calcário (dados do Ecoinvent).

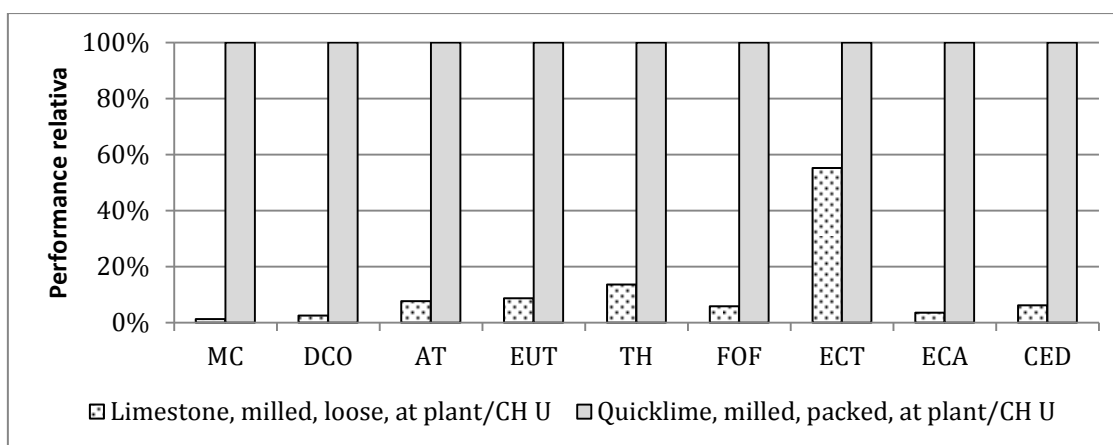


Figura 6.3 – Impactos ambientais relacionados ao calcário (*limestone*) e à cal virgem (*quicklime*)

Impacto	Sigla	Unidade referência
Mudanças climáticas	MC	kg de CO ₂ eq.
Depleção da camada de ozônio	DCO	kg de CFC-11 eq.
Acidificação terrestre	AT	kg de SO ₂ eq.
Eutrofização de água doce	EUT	kg de P eq.
Toxicidade humana	TH	kg de 1,4-DB eq.
Formação de oxidantes fotoquímicos	FOF	kg de NMVOC eq.
Ecotoxicidade terrestre	ECT	kg de 1,4-DB eq.
Ecotoxicidade de água doce	ECA	kg de 1,4-DB eq.
Demanda acumulada de energia	CED	MJ eq.

Esta diferença é explicada, fundamentalmente, pelo consumo energético relacionado à produção dos materiais, sendo o calcário menos exigente energeticamente (*light fuel oil*) em comparação à cal virgem. Assim, apesar dos ganhos ambientais relacionados ao uso do lodo calcado como biofertilizante e/ou condicionador de solo, este resultado sinaliza que outras formas de higienização do lodo para uso agrícola devem ser investigadas em trabalhos futuros, de modo a potencializar os ganhos atribuídos aos STED e, em especial, ao uso do lodo na agricultura.

- No UASB + FBP, a caldeira contribui positivamente em 15% para diminuição deste impacto.
- Para o UASB + SAC, a ureia (que corresponde a 70% do biofertilizante) influencia positivamente o sistema de forma apenas a anular o ônus relacionado ao transporte do biofertilizante. Para DCO, nesta rota, o crédito obtido pela caldeira minimiza pouco mais que a quarta parte do impacto gerado (produção do biofertilizante).

3. Acidificação terrestre

- A rota *flare + aterro* tem o aterramento do lodo respondendo por, aproximadamente, 81% deste impacto, independente do STED avaliado (sendo 71% deste percentual correspondente ao de biogás), seguido do *flare* do reator UASB (19%).
- Em se tratando da rota *caldeira + biofertilizante*, comparativamente, os efeitos foram bastante inferiores à rota *flare + aterro*. Para UASB + FBP, o biofertilizante neutralizou, aproximadamente, 61% dos impactos da caldeira. Já para o UASB + SAC, o biofertilizante neutralizou 99% dos impactos causados.

Os resultados sinalizam, dessa maneira, a influência da emissão direta e da queima de gases (STED e aterro sanitário) no impacto *acidificação terrestre*.

4. Eutrofização de água doce

- A rota de gerenciamento dos subprodutos não influenciou o impacto eutrofização. Comparativamente, o sistema UASB + SAC apresentou menor potencial para este impacto, em função da maior eficiência no tratamento do esgoto. A totalidade do potencial deste impacto, para ambas as combinações de

tratamento (STED + rota), é creditada ao lixiviado dos próprios STED. Isso porque o lixiviado de aterro sanitário, apesar de mais concentrado, apresenta volume aproximadamente mil vezes menor comparativamente ao efluente da própria planta de tratamento de esgoto, não influenciando, assim, os resultados.

Estes resultados demonstram que, em se tratando da disposição do lodo de STED em aterros sanitários comuns, a contribuição do lixiviado produzido em decorrência da degradação deste lodo aterrado é insignificante ao potencial de impacto de eutrofização, comparativamente ao efluente produzido nas plantas de tratamento de esgoto.

5. Toxicidade humana

- Na rota *flare + aterro*, em ambos os STED, a totalidade do potencial deste impacto relaciona-se ao aterramento do lodo, sendo, aproximadamente, 94% em relação ao transporte do lodo, e o restante à movimentação de máquinas.
- Já para a rota *caldeira + biofertilizante*, os impactos mostraram-se positivos nos dois STED.
 - No sistema UASB + FBP, 87% desta melhoria sob o impacto relaciona-se ao biofertilizante e 13% à caldeira (energia equivalente produzida). Em UASB + SAC, a proporção é de 77% e 23%, respectivamente. Para ambos, a contribuição da ureia equivalente no biofertilizante é de, aproximadamente, 87%.

Estes resultados podem indicar que, em se tratando de investimentos em STED simplificados para aproveitamento de subprodutos, esforços para a produção sustentável de biofertilizante podem ser mais viáveis ambientalmente que para a produção de energia, pelo menos em se tratando de impactos relativos à toxicidade humana. Em se tratando do sistema UASB + SAC, o efeito da produção de calor pela caldeira é mais representativo em função da menor produção de biofertilizante (menor produção de lodo), comparativamente ao UASB + FBP.

6. Formação de oxidantes fotoquímicos

- O impacto FOF, na rota *flare + aterro*, distribui-se em 65% para o aterro, 18% para as emissões diretas do UASB e 16% para o *flare* do UASB, em UASB + FBP. Para UASB + SAC, o impacto do aterramento do lodo é

proporcionalmente inferior à relação de lodo produzido pelo STED, com 39%. O SAC representa 23%, as emissões do UASB, 21% e o *flare* do UASB, 17% das emissões.

- Para o STED UASB + FBP, na rota *caldeira + biofertilizante*, 66% do impacto (que é negativo) é atribuído ao biofertilizante, apesar de serem considerados os créditos positivos advindos da equivalência em NPK e calcário. Isso porque o fabril desses produtos supre apenas a produção da cal virgem utilizada no processo de higienização do lodo e o crédito advindo da produção de energia da caldeira contribui positivamente com, aproximadamente, 6% na diminuição dos impactos proporcionais. Assim, ainda pesam o transporte do material até o local de aplicação e o combustível utilizado na aplicação.
- Ainda na rota *caldeira + biofertilizante*, agora no sistema UASB + SAC, os impactos encontram-se divididos praticamente de forma igualitária entre as emissões do SAC, emissões do UASB e biofertilizante. Destaca-se que a caldeira minimizou o impacto FOF em, aproximadamente, 7% em função dos ganhos relacionados à energia equivalente produzida.

As emissões relacionadas ao gasto energético foram, como observado, as maiores contribuintes ao impacto FOF. Assim, em busca de melhorias para este impacto, há de se pensar em menores volumes proporcionais de lodo produzido (aterramento) ou substituição da cal virgem (na higienização).

7. Ecotoxicidade terrestre

- Em se tratando de UASB + FBP e UASB + SAC na rota *flare + aterro*, o impacto ET repete o comportamento verificado em relação ao impacto TH, com o aterramento sendo integralmente responsável pelo potencial deste impacto (73% referente ao transporte do lodo e operação do aterro e 27% ao biogás produzido no aterro).
- A rota *caldeira + biofertilizante* contribui positivamente à ecotoxicidade terrestre:
 - No sistema UASB + FBP, os ganhos são relacionados à caldeira (85%) e ao biofertilizante (15%), destacando, assim, a importância da energia sob a ECT;

- Para o sistema UASB + SAC, novamente o efeito da produção de calor pela caldeira se tornou mais representativo em função da menor produção de biofertilizante (menor produção de lodo), comparativamente ao UASB + FBP, sendo 92% do crédito da rota.

Para a ECT, fica evidente a relação entre energia e impacto, já que os piores resultados são relacionados ao transporte (queima de combustível) e os melhores à produção equivalente de eletricidade pela caldeira.

8. Ecotoxicidade de água doce

- Em se tratando de UASB + FBP e UASB + SAC na rota *flare + aterro*, a ECA repete o comportamento verificado em relação aos impactos TH e ET, com o aterramento influenciando totalmente o impacto.
- Para *caldeira + biofertilizante*:
 - No sistema UASB + FBP, o biofertilizante (em termos de N e P₂O₅) reduz em, aproximadamente, 57% o potencial relacionado. O uso da cal virgem na higienização do lodo (65%) e o transporte e destinação deste lodo (35%) são, assim, os responsáveis pelo potencial negativo deste impacto;
 - Para o STED UASB + SAC, a energia correspondente à caldeira conseguiu minimizar, aproximadamente, 45% do impacto total na ECA. Percebeu-se que o biofertilizante não se destacou na minimização da ECA, pois as contribuições relacionadas à cal virgem foram, aproximadamente, 150% maiores que o benefício advindo pelo uso desta cal.

Em ECA, a energia teve destaque, tendo, em especial, o uso da cal grande contribuição a este impacto nas rotas em que foi considerado.

9. Demanda acumulada de energia

- Tanto o sistema UASB + FBP como o UASB + SAC na rota *flare + aterro*, o potencial de impacto da CED é atribuído integralmente ao aterramento do lodo, com mais de 60% do impacto estando relacionado ao transporte do lodo (ETE-aterro).

- Em se tratando de *caldeira + biofertilizante*, os ganhos relativos à caldeira superam o impacto da produção do biofertilizante (negativo) em, aproximadamente, 31%, garantindo um potencial positivo ao impacto CED pela caldeira nos dois SETD analisados.

Na Figura 6.4 são apresentadas informações adicionais a respeito dos STED avaliados, importantes para o momento de decisão entre sistemas e que não foram contempladas em termos de impactos ambientais. Os dados referem-se ao sistema UASB + FBP e SAC, já que não foram encontradas referências acerca do sistema combinado UASB + SAC.

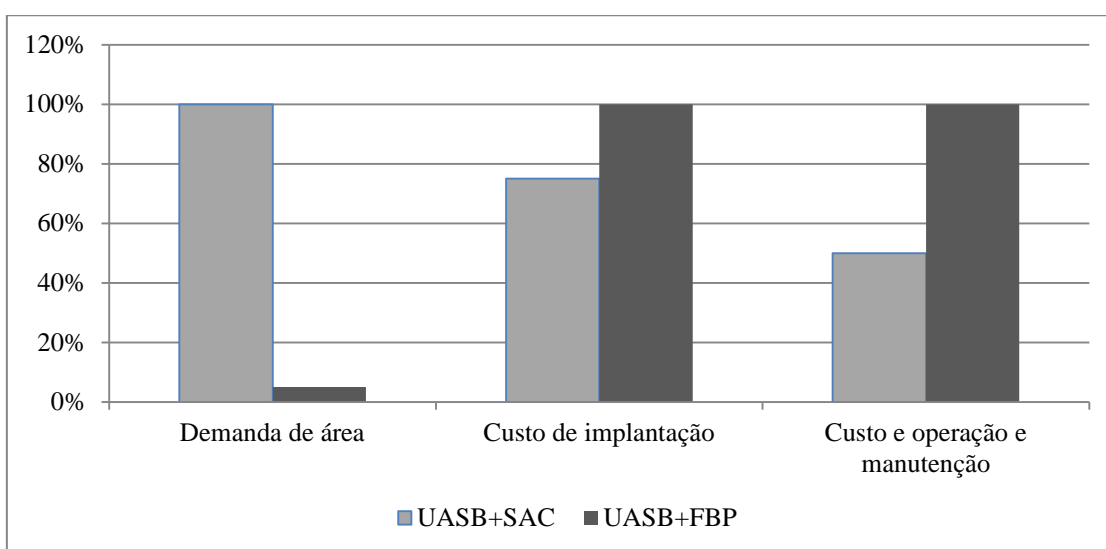


Figura 6.4 – Características típicas dos STED avaliados: demanda de área; custos de implantação e custos de operação e manutenção
Fonte: VON SPERLING (2014)

- Em se tratando de área necessária para implantação dos STED, o sistema UASB + FBP ($0,05$ a $0,15 \text{ m}^2/\text{hab}$) desponta como uma alternativa mais eficiente comparativamente a UASB + SAC ($1,0$ a $5,0 \text{ m}^2/\text{hab}$).
- O custo de implantação, aproximadamente 25% menor em se tratando do sistema UASB + SAC, deve ser avaliado com cautela, pois, como já mencionado, não foi computada a construção do reator UASB nesta avaliação.

O ICV completo está disponibilizado ao final deste trabalho no **APÊNDICE B - INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA DOS STED UASB+SAC E UASB+FBP**,

INCLUINDO SUAS ROTAS DE GERENCIAMENTO DE SUBPRODUTOS: ENTRADAS E SAÍDAS QUANTIFICADAS EM FUNÇÃO DA UNIDADE FUNCIONAL 1 M³ DE ESGOTO TRATADO.

6.5 Conclusões

O uso da ACV possibilitou a confirmação da hipótese de que o gerenciamento do lodo e do biogás produzidos nos STED UASB + FBP e UASB + SAC é determinante para a melhoria da sustentabilidade ambiental destes sistemas, tendo sido constatada a diminuição dos potenciais de impacto de 6 das 9 categorias avaliadas quando da rota *caldeira + biofertilizante* – a exceção dos impactos DCO e ECA relacionados a energia (para produção da cal) e da eutrofização, que é totalmente dependente da qualidade do efluente tratado pelos sistemas. No geral, o modelo UASB + FBP mostrou-se mais adequado a localidades com menor demanda de área e maior disponibilidade de pessoal para gerenciamento dos subprodutos (como condomínios residenciais de centros urbanos), isto porque esse sistema demonstrou ser dependente da rota *caldeira + biofertilizante* para apresentar resultados satisfatórios, dada a sua maior produção de lodo. Já o sistema UASB + SAC pareceu bastante apropriado a regiões com necessidade de um sistema ainda mais simplificado e sem limitações de área para sua implantação. O potencial de impacto relacionado à cal virgem para higienização do lodo na rota *caldeira + biofertilizante* sinalizou a demanda por investigações de alternativas à cal virgem, de modo a melhorar o desempenho ambiental dos sistemas que optarem pela utilização do lodo como biofertilizante.

7 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO AMBIENTAL DE UMA ETE POR LODOS ATIVADOS CONVENCIONAL DECORRENTE DA IMPLANTAÇÃO DE UM SISTEMA DE COGERAÇÃO. ESTUDO DE CASO: ETE ARRUDAS, BELO HORIZONTE

7.1 Introdução

Sistemas de tratamento de esgoto doméstico (STED) contribuem para a diminuição de impactos relacionados à depleção de oxigênio, à eutrofização, ao lançamento de substâncias tóxicas nos corpos receptores e a danos à saúde humana. Assim, desfrutam, inquestionavelmente, de um caráter ambientalmente favorável. Todavia, devido ao consumo de energia, ao uso de compostos químicos, às emissões para a atmosfera e à produção de subprodutos sólidos, os STED também produzem impactos ambientais negativos.

O biogás, por exemplo, que é produzido nas unidades anaeróbias dos sistemas de tratamento, por muito tempo não foi visto positivamente em termos ambientais, já que apresenta elevada concentração de metano, um dos gases do “efeito estufa”, com potencial de poluição superior a 20 vezes quando comparado ao CO₂. Todavia, a recuperação do biogás, atrelada ao seu representativo potencial energético e constante produção nas ETE (estações de tratamento de esgoto) tem sido apresentada como viável em estudos que propõem o uso destes materiais como fonte de energia térmica/elétrica (LOBATO, 2011; ROSA, 2013).

Em se tratando da recuperação e aproveitamento do biogás, duas situações possíveis podem ser vislumbradas: 1) queima direta, como acontece em aquecedores, fogões e caldeiras, e 2) conversão deste em eletricidade, sendo ainda praticável a cogeração ou geração conjunta de energia elétrica e térmica (ROSA, 2013).

Em estações de tratamento de efluentes e aterros sanitários, os projetos de aproveitamento do biogás para geração de eletricidade são, geralmente, viáveis quando a população atendida pelos mesmos é superior a 200.000 habitantes, sendo este limite menor quando é possível o aproveitamento do calor ou quando são utilizados processos anaeróbios para o tratamento dos efluentes (ZANETTE, 2009).

A ACV (avaliação de ciclo de vida) é conhecida como uma ferramenta de gerenciamento ambiental aplicada a sistemas ou produtos para avaliar aspectos ambientais e impactos potenciais associados ao seu ciclo de vida, de forma a se reduzir danos ambientais. A ACV tem sido utilizada na análise de STED com sucesso há, aproximadamente, duas décadas e pesquisas científicas dão sinais de que a metodologia será consolidada como importante suporte na área do tratamento do esgoto, já que permite analisar impactos gerados pelo incremento de tecnologias mais específicas, em uma ou mais fases de operação (IGOS, 2013) ou pela gestão de seus subprodutos.

Todavia, ainda são incipientes e recentes, no país, os estudos relacionados à ACV em STED. Ademais, os estudos realizados em outros países, em sua maioria, não condizem com a realidade brasileira, devido, principalmente, às especificidades de nossa matriz energética e de clima que influenciam significativamente os resultados das avaliações ambientais dos sistemas.

7.2 Material e métodos

7.2.1 Objetivo e escopo do trabalho

Este estudo de caso avaliou, por meio da avaliação de impacto de ciclo de vida, o efeito da implantação de uma estação termoeletrica (ET) para geração de eletricidade e calor – *cogeração* em uma estação de tratamento de esgoto de grande porte do tipo lodos ativados convencional.

Não foram consideradas as etapas de coleta e transporte do esgoto, implantação e descomissionamento da estação, já que essas fases têm se mostrado insignificantes, principalmente em termos de consumo de energia, por diversos autores (GÜERECA *et al.*, 2011; ZHANG e WILSON, 2000; EMMERSON *et al.* 1995) quando comparadas à fase de operação da planta de tratamento.

7.2.2 Inventário de ciclo de vida (ICV)

No intuito de detalhar a operação da ETE Arrudas, inicialmente, foi realizado o mapeamento dos fluxos de massa e de energia para, a partir dos mesmos, ser

construído o inventário de ciclo de vida (ICV) correspondente a cada cenário. Estas etapas seguiram princípios das normas da série ISO 14.040.

O fluxo de massa⁵⁴ (Figura 7.1) foi construído através da determinação das eficiências de cada uma das etapas de tratamento presentes na ETE, descritas a partir de mapas fornecidos pelos operadores do sistema e por visitas *in loco*. Todavia, os dados de qualidade intermediários (entre unidades de tratamento) foram estimados a partir de dados da literatura, de dados empíricos de eficiência fornecidos por funcionários desta e de outras ETE e, em algumas situações, estimados após discussão junto ao grupo de pesquisa envolvido no trabalho. Isto porque o controle das eficiências intermediárias não é uma exigência dos órgãos ambientais, estando muitas vezes indisponíveis.

Os dados inventariados foram organizados em planilhas eletrônicas e a modelagem foi realizada através do software SimaPro, que tem sido frequentemente utilizado em pesquisas com STED (GÜERECA *et al.*, 2013; RODRIGUEZ-GARCIA *et al.*, 2011; GODIN *et al.*, 2011; FUCHS *et al.*, 2011; GALLEGO *et al.*, 2008; RENOUE *et al.*, 2008; LASSAUX *et al.*, 2007; MACHADO *et al.*, 2006; HOSPIDO *et al.*, 2004). O banco de dados utilizado foi o Ecoinvent.

Para as avaliações do impacto do ciclo de vida (AICV), o método escolhido foi o ReCiPe em se tratando de mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, toxicidade humana, formação de oxidantes fotoquímicos, ecotoxicidade terrestre e ecotoxicidade de água doce. O método CED, ou demanda acumulada de energia, foi usado para avaliação do impacto de mesmo nome.

A unidade funcional, ou a base para a comparação entre os cenários de tratamento, foi o metro cúbico de esgoto doméstico tratado. Todas as emissões, materiais e consumo de energia foram, então, referidas a esta unidade funcional, tratada, no texto, como *m³ de esgoto*.

⁵⁴ Os valores apresentados referem-se à massa úmida.

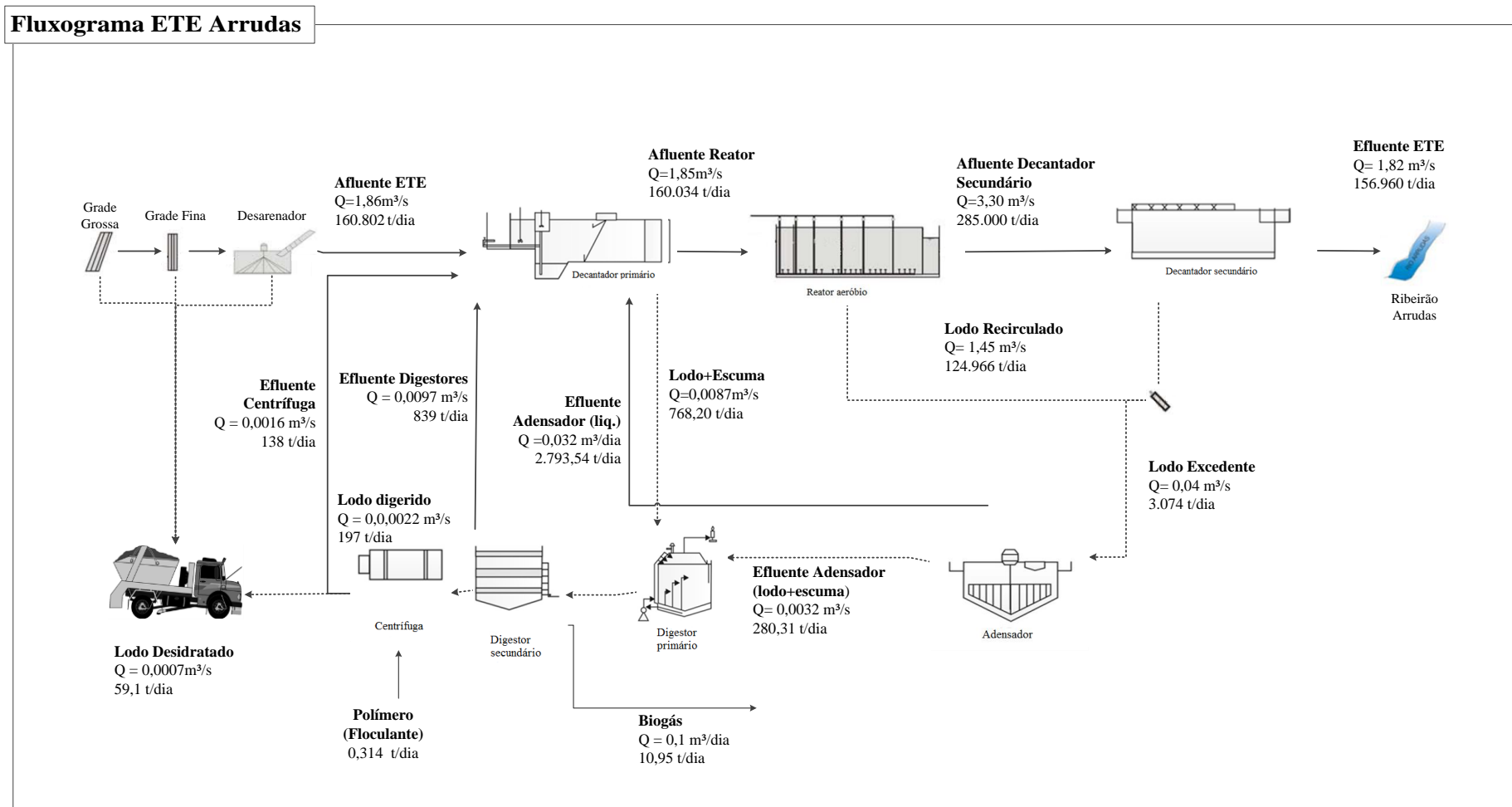


Figura 7.1 – Fluxo de massa na ETE Arrudas no ano de 2009
 Fonte: Adaptado de SILVA (2006)

7.2.3 Estudo de caso: ETE Arrudas

A “Estação de Tratamento de Esgoto da bacia do Ribeirão Arrudas” ou ETE Arrudas está localizada na margem esquerda do Ribeirão Arrudas⁵⁵, na divisa dos municípios de Belo Horizonte (tratamento preliminar) e Sabará (demais unidades). É considerada uma das maiores plantas de tratamento da modalidade lodos ativados convencional do Brasil (Figura 7.2), ocupando uma área aproximada de 64 hectares. Na fase final de implantação, prevista para o ano de 2014, terá capacidade de tratamento de 3,75 m³/s.



Figura 7.2 – Vista aérea: ETE Arrudas
Fonte: COPASA (2009)

Para o desenvolvimento desta pesquisa foram desenhados dois cenários para a construção dos ICV e posterior análise comparativa. Ambos referem-se aos dados qualitativos e quantitativos do tratamento no ano de 2009, adotado pela completude de informações disponibilizadas pela administração da ETE⁵⁶ no início desta pesquisa. Foi denominado *cenário base* a situação que representa a condição da ETE no ano de 2009, com queima de biogás em *flare* e envio de todo lodo desidratado em centrífuga (70% de umidade) para aterro sanitário. O *Cenário com cogeração*⁵⁷ retrata a condição

⁵⁵ O corpo receptor do efluente gerado pela ETE Arrudas é o Ribeirão Arrudas, que deságua no Rio das Velhas, no município de Sabará e, neste trecho, está classificado como um corpo d'água Classe 3, definido segundo a Deliberação Normativa COPAM 20/97 (legislação estadual), que dispõe sobre o enquadramento das águas da bacia do Rio das Velhas.

⁵⁶ Dados obtidos em visitas técnicas à Companhia de Saneamento e em documentos fornecidos pelo corpo técnico da própria ETE.

⁵⁷ De toda forma, os dados referentes ao esgoto são referentes ao ano de 2009 em todos os cenários avaliados.

da ETE com uso do biogás para produção de energia elétrica (consumo integral) e térmica (uso parcial), e envio de lodo desidratado (70% de umidade) para aterro sanitário – iniciado no ano de 2011.

No período analisado (ano de 2009), a população contribuinte média calculada foi de cerca de 785.000 pessoas, com um volume tratado diário aproximado de 157.000 m³ de esgoto ou 1,82 m³/s. Neste ano, a estação ainda encontrava-se funcionando em subcapacidade, já que, para a primeira fase de implantação (já instalada à época), a expectativa de atendimento era de um milhão de habitantes.

A ETE é composta pelas seguintes unidades de tratamento da fase líquida: tratamento preliminar (gradeamento e desarenação), decantação primária, tanques de aeração, decantação secundária e elevatória de recirculação de lodo. O oxigênio necessário para a realização dos processos metabólicos das bactérias aeróbias é fornecido por meio de sopradores e difusores de ar.

As unidades que compõem o tratamento da fase sólida incluem adensadores, digestores anaeróbios e desidratação mecânica por centrífugas (com a adição de polímeros catiônicos⁵⁸). Nos digestores de lodo ocorrem reações anaeróbicas, com produção de biogás rico em metano (aproximadamente, 67% CH₄/biogás). Este biogás era direcionado para queima em *flare* antes da implantação do sistema de cogeração, porém, desde o início das atividades de uma estação termoeletrica na ETE, no ano de 2011, vem sendo destinado a gasômetros. O armazenamento e posterior envio do biogás às microturbinas visam à produção de energia elétrica e calor. Desde então, parte do calor produzido pelo gás de escape das microturbinas é destinado ao aquecimento dos digestores de lodo (de 30°C para 36°C), visando o aumento da eficiência da reação anaeróbia. A energia elétrica é destinada ao uso na própria planta.

7.2.3.1 Caracterização quantitativa e qualitativa das emissões durante a operação da ETE Arrudas e da estação termoeletrica

Como já mencionado, os dados de produção e de qualidade foram considerados os mesmos para os dois cenários. Dessa forma, foi possível o isolamento das

⁵⁸ O polímero utilizado comumente para auxílio na desidratação do lodo produzido na ETE é o acrilamida. Para alimentação do software foram utilizados dados referentes à *acrylonitrile* que é uma das matérias-primas utilizadas na fabricação da acrilamida (HOSPIDO, 2005).

modificações para uma análise legítima dos impactos advindos pela implantação da cogeração.

I) Emissões líquidas

A caracterização do esgoto tratado na ETE, assim como a eficiência média do tratamento (e conseqüente caracterização do efluente), são apresentadas na Tabela 7.1.

Tabela 7.1 – Caracterização do afluente e efluente da ETE Arrudas no ano 2009

Poluente	Concentração	Eficiência	Concentração
	afluente	de remoção	efluente
	(mg/L)	(%)	(mg/L)
DBO	321	91,5	27
DQO	631	92,6	47
SST	302	92,3	23
NTK	31	81,0	6
PT	5,7	86,9	0,7

Fonte: COPASA (2009)

II) Emissões gasosas

As emissões atmosféricas creditadas à operação da ETE foram relacionadas ao biogás produzido nos digestores de lodo e ao óxido nitroso (N₂O) gerado nos tanques de aeração.

A produção de biogás foi estimada em função da destruição de sólidos voláteis (SV) do lodo ocorrida nesta etapa do tratamento e, conseqüentemente, à produção de metano. Para todo o lodo tratado no digestor foi considerada uma relação SV/ST (sólidos voláteis/sólidos totais) de 60%. O fluxo de lodo nos digestores referiu-se à soma do lodo e espuma do adensador e lodo e espuma provenientes do digestor primário, como pode ser conferido na Tabela 7.2 que traz também a carga de sólidos voláteis produzida por m³ de esgoto tratado na ETE.

Tabela 7.2 – Carga de sólidos voláteis produzida nos digestores de lodo da ETE Arrudas no ano de 2009

	(*)Vazão	Densidade	Massa	(**)Concentração de ST	Carga de SV
	m ³ /m ³ de esgoto	t/m ³ de esgoto	t/m ³ de esgoto	%	t/m ³ de esgoto
Lodo primário	4,16x10 ⁻³	1,02	4,25x10 ⁻³	4,38	1,10x10 ⁻⁴
Escuma primária	6,39x10 ⁻⁴	1,00	6,39x10 ⁻⁴	4,38	1,66x10 ⁻⁵
Lodo adensado	1,75x10 ⁻³	1,01	1,76x10 ⁻³	1,71	1,78x10 ⁻⁵
Escuma adensada	2,69x10 ⁻⁵	0,95	2,55x10 ⁻⁵	1,71	2,55x10 ⁻⁷
Total de lodo a ser digerido	6,57x10 ⁻³		0,01		1,44x10 ⁻⁴

Fonte: (*)COPASA (2009); (**)SILVA (2009) – SV/ST de 60%

A estimativa da produção de biogás nos dois cenários é apresentada na Tabela 7.3. Esta produção foi baseada na massa de sólidos voláteis destruídos e na relação teórica entre DQO e SV (1,42 kg DQO_{CH₄}/ kg SV). Assim, a partir da massa de DQO_{CH₄} (resultante do produto da massa de SV destruídos pela relação DQO/SV) foi possível estimar o volume de metano produzido, assim como o volume de biogás.

Tabela 7.3 – Estimativa diária da produção de biogás e metano na ETE Arrudas no ano de 2009

	Carga de SV	Temperatura operacional de SV	Destruição de SV ⁵⁹	Massa de SV destruídos	Produção de metano(*)	Produção estimada de biogás
	t/dia	°C	(*)%	t/m ³ de esgoto	Nm ³ /m ³ de esgoto	Nm ³ /m ³ de esgoto
Cenário						
Base	1,44x10 ⁻⁴	30	48	7,00x10 ⁻⁵	3,86x10 ⁻²	5,76x10 ⁻²
Cogeração	1,44x10 ⁻⁴	36	54	7,79x10 ⁻⁵	4,38x10 ⁻²	6,54x10 ⁻²

Nota: (*)ROSA (2013) – 67% de metano em biogás

A emissão adotada para o óxido nitroso nos tanques de aeração foi de 1,2x10⁻⁸ t N₂O/m³ de esgoto (RIBEIRO, 2013).

- *Cenário Base: Flare*

O cálculo da produção de gases foi tratado no *cenário base* a partir de fatores de emissão determinados em função da quantidade de metano ou da massa de resíduo (lodo) e apresentados na Tabela 7.4. A eficiência de queima considerada foi de 50% para o *flare* (UNFCCC, 2011).

⁵⁹ As eficiências de remoção de sólidos voláteis referem-se às medianas obtidas antes (01/11 a 10/11) e depois (11/11 a 08/12) da implantação da unidade de cogeração na ETE Arrudas.

Tabela 7.4 – Emissão de gases durante a queima do biogás em flare – cenário base

Gás	Fator de emissão ^(*)	Emissão
	g/Nm ³ CH ₄	kg/m ³ de esgoto
CH ₄ (direta)	NA	⁶⁰ 5,31x10 ⁻³
NO _x	0,631	1,22 x10 ⁻⁵
CO	0,737	1,42 x10 ⁻⁵
	g/t _{resíduo}	
SO _x (como SO ₂)	80	2,67x10 ⁻⁴

^(*)BEYLOT *et al.* (2013);

produção de CH₄=833,37 kg/dia e massa de lodo digerida = 1.048,51 t lodo/dia (Tabela 7.2)

- *Cenário com cogeração: estação termoeletrica (ET)*

Para a produção de energia na estação termoeletrica, as emissões foram calculadas em função da concentração dos gases de exaustão das microturbinas (CENBIO, 2006) – fator de emissão, como é apresentado na Tabela 7.5.

Tabela 7.5 – Emissão de gases de exaustão em microturbina a biogás – cenário com cogeração

Gases	Densidade dos gases	Fator de emissão ^(*)	Emissão de gases
	kg gás/m ³ biogás	g gás/m ³ biogás	kg/m ³ de esgoto
O ₂	1,429	260,08	1,70x10 ⁻²
NO _x	1,439	4,99x10 ⁻⁴	3,26x10 ⁻⁸
CO	1,250	9,78x10 ⁻²	6,407x10 ⁻⁶
SO ₂	2,730	2,18x10 ⁻³	1,43x10 ⁻⁷

Nota: Produção de biogás=10.271 Nm³/dia – apresentada na Tabela 7.3.

Energia na ETE Arrudas

Fluxo de energia – cenário Base

A construção do fluxo de energia foi baseada em dados fornecidos pela direção da ETE Arrudas, para o ano de 2009 – *cenário base*. Os equipamentos presentes na ETE foram listados individualmente e referenciados à sua subestação e etapa de tratamento. Paralelamente, foram investigados os relatórios de faturas mensais de consumo energético no mesmo ano. Ao final, os gastos energéticos foram alocados por fase de tratamento, nomeadas aqui como: a) primária, b) secundária, c) lodo e d) iluminação e outros. Estes foram apresentados em função do percentual do consumo real da ETE

⁶⁰ Considerando a concentração do biogás da ETE Arrudas de 67% de metano em volume (ROSA,2013) e a densidade do metano de 0,55 kg/m³.

(tarifado), em kWh. Os dados de consumo diário de cada fase são apresentados na Tabela 7.6.

Tabela 7.6 – Distribuição do consumo energético da ETE Arrudas no ano 2009

Etapa de tratamento	Equipamento	Consumo diário	
		(kWh)	(%)
Primária	Decantador primário	358	1,26%
Secundária	Reator aeróbio	23.188	81,79%
	Decantador secundário	63	0,22%
Lodo	Adensador	54	0,19%
	Digestores	1.609	5,68%
	Desidratação	2.024	7,14%
Iluminação e outros		1.054	3,72%
Total da ETE		28.350	100%

Geração de energia

- *Cenário Base: queima em flare*

O calor produzido foi considerado em função do poder calorífico inferior (PCI) do biogás, que, para a ETE Arrudas, é estimado em 24,8 MJ/m³ (ROSA, 2013). Sendo o volume de biogás produzido na ETE de 5,76x10⁻² Nm³/m³ de esgoto, a energia perdida (50%) para o ambiente pela queima de biogás foi avaliada em 0,71 MJ/m³ de esgoto ou 0,20 kWh/m³ de esgoto.

- *Cogeração – estação termoelétrica*

Segundo Marques *et al.* (2012), a estação termoelétrica instalada tem eficiência aproximada de 93%⁶¹. Considerou-se que a eficiência total de geração de energia na ETE Arrudas seja de 68% (LOBATO, 2011), sendo 28% relativos à conversão em energia elétrica e 40% em energia térmica. Nestes termos, o potencial de geração foi de 0,12 kWh/m³ de esgoto e 0,60 MJ/m³ de esgoto (ou 0,17 kWh/m³ de esgoto), respectivamente para eletricidade e calor.

A energia elétrica produzida pelo sistema de cogeração é implementada diretamente na ETE. Em se tratando da energia térmica, somente a energia necessária para aquecimento dos digestores de 30°C para 36°C é utilizada. Ou seja, o modelo vigente

⁶¹ Função das condições geográficas do local de sua instalação, a partir do tratamento e armazenamento do biogás.

tem um desperdício energético de 0,43 MJ/m³ de esgoto (ou 0,12 kWh/m³ de esgoto) na forma de calor perdido ao ambiente.

A partir da verificação da perda de energia térmica e em busca de ampliar a discussão sobre as possibilidades de ganhos relacionados à implantação da cogeração na ETE, decidiu-se também pela avaliação de um terceiro cenário, no qual a energia excedente fosse utilizada para secagem térmica do lodo, denominado *cenário cogeração com A. T. 100%* (com aproveitamento térmico de 100%). Essa decisão redefiniu, assim, os limites do sistema, como é sugerido pela própria norma ISO 14.040 (ABNT, 2009).

Inicialmente, verificaram-se os dados de consumo e geração de energia da ETE Arrudas relativos ao período de 2010 a 2012 (MARQUES *et al.*, 2012). Esses dados demonstraram tendência de queda no consumo de energia fornecida pela concessionária à ETE a partir do mês de julho de 2011 (instalação da ET). No mês de agosto de 2012 (último mês acessado), a energia requerida junto à concessionária representava apenas 57% da demanda total da ETE, indicando que a estação termoeletrica estava suprindo 43%⁶² da demanda de energia da estação. Todavia, Marques *et al.* (2012), considerando o PCI do biogás e o volume produzido na ETE, esperavam que este percentual equivalesse a 65% do total requerido pela ETE. Esta relação também foi encontrada nas análises realizadas com os dados de 2009 utilizados neste trabalho.

Em se tratando da energia térmica, se o calor necessário ao aquecimento a 36°C do lodo dos digestores (0,17 MJ/m³ de esgoto ou 0,05 kWh/m³ de esgoto) fosse contabilizado ao balanço de energia, estes resultados indicariam a diminuição de 91% da demanda junto à concessionária. E especulando sobre o potencial total de aproveitamento da energia térmica produzida pela ET, haveria uma produção excedente de 58% da energia requerida pela ETE, ou 16.397 kWh/dia (59.030 MJ/dia).

Para o aproveitamento da energia térmica excedente – *cenário cogeração com A. T. 100%*, considerou-se a secagem térmica do lodo após a sua saída da centrífuga. Para

⁶² Este consumo pode ser referente à supressão de demanda em horário de ponta – já que, para a elaboração do fluxo de energia, foi considerado o consumo tarifado da ETE.

tal, a energia demandada foi baseada na indicação de Andreoli *et al.* (2001), de 2.744 kJ⁶³ para evaporação de 1 kg de água presente no lodo.

Gerenciamento do lodo

Transporte do lodo produzido na ETE Arrudas para o aterro sanitário

O cálculo da massa de lodo a ser transportada até o aterro sanitário é apresentado na Tabela 7.7, sendo o lodo desidratado a referência nos cenários *base* e *cogeração* (umidade de 70%) e lodo pós-secagem para o cenário *cogeração A. T. 100%* (umidade estimada de 48%).

Tabela 7.7 – Cálculo da produção de lodo na ETE Arrudas a ser disposto em aterro

Cenário	Digestor			Centrífuga		Secagem ^(*)	
	Lodo afluente	SV destruídos	Efluente líquido	Lodo digerido	Efluente líquido	Lodo desidrata- do	Lodo pós- secagem
				t/dia			
<i>Base</i>		7,00x10 ⁻⁵		1,26x10 ⁻³	8,77x10 ⁻⁴	3,77x10 ⁻⁴	NA
<i>Cogeração</i>	6,68x10 ⁻³	7,79x10 ⁻⁵	5,34 x10 ⁻³	1,25x10 ⁻³	8,73x10 ⁻⁴	3,76x10 ⁻⁴	NA
<i>Cogeração A. T. 100%</i>		7,79x10 ⁻⁵		1,25 x10 ⁻³	8,73x10 ⁻⁴	3,76x10 ⁻⁴	3,30x10 ⁻⁴

^(*)A massa de água perdida durante a secagem térmica foi calculada em 5,84 t/dia (de forma conservadora, foi considerada a demanda de 5,488 MJ para evaporação de 1 tonelada de água presente no lodo, o dobro do preconizado por Andreoli *et al.* (2001)

Para os três cenários avaliados, considerou-se a destinação do lodo ao aterro sanitário de Macaúbas, localizado a 19 quilômetros da ETE, em caminhões com capacidade de 7,5 toneladas.

As emissões relacionadas ao transporte foram reportadas dentro do software⁶⁴ em função da unidade *tkm* – que considera a quantidade transportada (em toneladas) e a distância percorrida, ida e volta (em quilômetros). Os *tkm* necessários em cada cenário são apresentados na Tabela 7.8.

⁶³ Por conservadorismo, nos cálculos foi usado o dobro desta demanda, ou seja, 5.488 kJ/kg água evaporada.

⁶⁴ Quando tratando do transporte no software SimaPro, também as contribuições relacionadas à manutenção e operação da via de passagem são consideradas, além daquelas relacionadas ao veículo e ao combustível.

Tabela 7.8 – Transporte: tkm^(*) necessários diariamente à disposição em aterro sanitário do lodo produzido na ETE Arrudas no ano de 2009

Cenário	Lodo desidratado	Distância	Transporte
	t/m ³ de esgoto	km	tkm
Base	3,77x10 ⁻⁴		1,43x10 ⁻²
Cogeração	3,76x10 ⁻⁴	19 + 19	1,43x10 ⁻²
Cogeração A.T. 100%	3,30x10 ⁻⁴		1,25x10 ⁻²

(*)Unidade para transporte que inclui a quantidade transportada (em toneladas) e a distância percorrida, ida e volta (em quilômetros).

Aterramento do lodo

Como já mencionado, o lodo de esgoto produzido na ETE Arrudas é destinado ao Centro de Tratamento de Resíduos – CTR Macaúbas. Segundo o PARECER ÚNICO SUPRAM CM n.º 242/2011, este aterro conta com estrutura de coleta e tratamento dos gases (queima em *flare*) e drenagem e coleta do percolado. O percolado produzido no CTR Macaúbas é enviado para tratamento na própria ETE Arrudas.

Os aterros sanitários inventariados e disponíveis nos softwares de ACV⁶⁵ não representam a realidade dos aterros brasileiros, especialmente por não contemplarem a produção e tratamento de gases e percolado. Ponderando, então, sobre a dificuldade de se compor um banco de dados representativo à operação do aterro Macaúbas⁶⁶, decidiu-se considerar apenas a produção de metano advinda do aterramento do lodo de esgoto e as emissões relativas a essa queima.

LIMA (2002, citado por Brito Filho, 2005) afirma haver destruição de 60% dos sólidos voláteis do RSU (resíduo sólido urbano) durante o aterramento sob uma densidade de 237 kg/m³, com conseqüente produção de 0,25 m³ CH₄/kg SV. Andreoli *et al.* (2001) defendem serem necessários perto de 3,8 m³ ao aterramento de uma tonelada de lodo desidratado (com 30% SST), indicando uma densidade aproximada de lodo 264 kg/m³. Pela semelhança entre densidades dos resíduos, decidiu-se adotar a taxa de produção

⁶⁵ Aterros sanitários inventariados e disponíveis no software SimaPro: *Process-specific burdens, sanitarylandifill* e *Disposal, municipal solidwaste, 22,9% water, tosanitarylandifill*. O primeiro modelo, apesar de atender a resíduos genéricos, não considera os impactos diretamente relacionados aos próprios resíduos e subprodutos, sendo maior destaque dado à operação do aterro e à área destinada à implantação do mesmo. O segundo modelo não considera o aterramento de lodo em seus resultados e a característica do resíduo adotado em termos de umidade (22,9%) é diferente do lodo desidratado (65% de umidade) e mesmo dos RSU nacionais, que gira em torno de 30%.

⁶⁶ O percolado produzido no Aterro Macaúbas é tratado conjuntamente ao esgoto na ETE Arrudas. Não existem dados exclusivos sobre a produção específica de percolado em função do aterramento do lodo. Também não foram contempladas emissões relacionadas à operação do aterro.

sugerida em Brito Filho (2005, citando LIMA, 2002) para a determinação do volume de gás metano produzido pelo aterramento do lodo proveniente da ETE Arrudas.

Em função do decréscimo ocorrido na concentração de matéria orgânica do lodo, expressa em sólidos voláteis (Tabela 7.2), ainda dentro dos digestores na ETE, optou-se por não tratar o lodo como RSU e recalculer a produção de gases, como apresentado na Tabela 7.9.

Tabela 7.9 – Produção de metano e biogás pelo aterramento do lodo na ETE Arrudas

Cenário	SV no lodo ^(*) t/m ³ de esgoto	Lodo aterrado ^(**) t/m ³ de esgoto	Destruição de SV ^(***) %	Taxa de produção de metano m ³ CH ₄ /kg SV	Produção de metano no aterro m ³ CH ₄ /t de lodo	produção de biogás no aterro ^(****) m ³ biogás/m ³ de esgoto
<i>Base</i>	7,43x10 ⁻⁵	3,77x10 ⁻⁴	60	0,25	29,59	2,03x10 ⁻²
<i>Cogeração</i>	6,64x10 ⁻⁵	3,76x10 ⁻⁴	60	0,25	26,46	1,81x10 ⁻²
<i>Cogeração A.T. 100%</i>	6,64x10 ⁻⁵	3,30x10 ⁻⁴	60	0,25	45,81	1,81x10 ⁻²

^(*)Pós-digestão; ^(**)Lodo pós desidratação em centrífuga, para os cenários *base* e *cogeração* e pós-secagem térmica, no cenário *cogeração A.T. 100%*; ^(***)Em aterro sanitário; ^(****)55% CH₄/biogás e densidade do biogás: 1,21kg/m³

Estes números indicam que, apesar de o lodo ser disposto comumente em aterros sanitários no Brasil, as emissões relacionadas a esses devem ser avaliadas de forma distinta, de modo a não haver uma superestimação da produção de gases, já que o lodo é um material previamente digerido e, portanto, com menor potencial de produção de gases durante o aterramento. Observa-se, pela Tabela 7.9, que, mesmo no lodo com maior carga de sólidos voláteis (mais concentrado), a produção de metano ainda é bastante inferior aos dados reportados para RSU. Segundo Fernandes (2009), a produção de metano por tonelada de RSU aterrada varia entre 88 m³ - 138 m³ nacionalmente (FERNANDES, 2009), e, em uma esfera mais global, a Agência Americana de Proteção Ambiental sinaliza uma produção de 170 m³CH₄/t RSU (USEPA, 2005).

Quanto às emissões relacionadas à queima do biogás produzido nos aterros, estas foram baseadas em uma eficiência de captura do biogás da ordem de 50% (com consequente perda direta deste biogás ao ambiente sem queima) e eficiência de queima do biogás capturado também de 50%. Considerou-se um percentual de 55% de metano

neste biogás. A Tabela 7.10 traz a expectativa de produção de biogás durante o aterramento do lodo para os três cenários em estudo.

Tabela 7.10 – Produção de biogás e metano relacionada ao aterramento do lodo da ETE Arrudas

Cenário	Lodo aterrado	Biogás produzido	Fuga de biogás	Metano a ser queimado
	t/m ³ de esgoto	m ³ /t lodo	m ³ /m ³ de esgoto	m ³ CH ₄ /m ³ de esgoto
Base	3,77x10 ⁻⁴	53,80	1,01x10 ⁻²	5,57x10 ⁻³
Cogeração	3,76x10 ⁻⁴	48,11	9,05x10 ⁻³	4,98x10 ⁻³
Cogeração A.T. 100%	3,30x10 ⁻⁴	54,89	9,05x10 ⁻³	4,98x10 ⁻³

A Tabela 7.11 apresenta as emissões gasosas emitidas diretamente à atmosfera durante o aterramento do lodo, em função da composição do biogás. Esta composição é derivada das faixas de composição de biogás de aterro apresentada em Tchobanoglous (1993).

Tabela 7.11 – Gases emitidos de forma direta pelo aterramento do lodo

Cenários	Gases ^(*)				
	CH ₄	N ₂	NH ₃	CO	SO ₂
	m ³ /m ³ de esgoto				
Base	5,57x10 ⁻³	2,03x10 ⁻⁴	5,07x10 ⁻⁵	1,01x10 ⁻⁵	5,07x10 ⁻⁵
Cogeração	4,98x10 ⁻³	1,81x10 ⁻⁴	4,52x10 ⁻⁵	9,05x10 ⁻⁶	4,52x10 ⁻⁵
Cogeração A.T. 100%	4,98x10 ⁻³	1,81x10 ⁻⁴	4,52x10 ⁻⁵	9,05x10 ⁻⁶	4,52x10 ⁻⁵

Nota:^(*) O CO₂ representa, aproximadamente, 42% da composição do biogás, todavia não foi contemplado visto ser um gás de origem biogênica (IPCC, 2006); V/V: N₂, 2%; NH₃, 0,5%; CO, 0,1% e SO₂, 0,5%.

Na Tabela 7.12 são mostrados os gases emitidos pela queima do biogás em *flare*, proveniente do aterramento do lodo.

Tabela 7.12 – Gases emitidos pela queima do biogás de aterro sanitário em *flare*

Gás	Fator de emissão ^(*)	Cenário		
		base	cogeração	cogeração A.T. 100%
	g/Nm ³ CH ₄	kg/dia	kg/dia	kg/dia
CH ₄ (direta)	NA	1,53x10 ⁻³	1,37x10 ⁻³	1,37x10 ⁻⁶
NO _x	0,631	2,05 x10 ⁻⁶	1,57x10 ⁻⁶	1,57x10 ⁻⁹
CO	0,737	6,63 x10 ⁻⁷	1,83x10 ⁻⁶	1,83x10 ⁻⁹
	g/t _{resíduo}			
SO _x (como SO ₂)	80	3,01x x10 ⁻⁵	3,01x10 ⁻⁵	1,74x10 ⁻⁸

^(*)BEYLOT *et al.* (2013); produção de CH₄=833 kg/dia e massa de lodo digerida = 1.048,51t lodo/dia

7.2.4 Avaliação do impacto de ciclo de vida

As emissões relacionadas à operação da ETE Arrudas e destinação do lodo produzido na ETE foram divididas e tratadas em função das operações unitárias correspondentes: a) decantador primário, b) reator biológico, c) decantador secundário, d) adensador, e) digestor anaeróbio, f) centrífuga, g) efluente tratado, h) *flare* (digestor anaeróbio), i) cogeração, j) transporte para o aterro e k) aterro sanitário.

Assim, a construção dos inventários de ciclo de vida (ICV) de cada um destes processos, considerou as saídas para o ambiente correspondente. O ICV detalhado em função da unidade funcional é apresentado no **APÊNDICE C - INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA DA ETE ARRUDAS, INCLUINDO SUAS ROTAS DE GERENCIAMENTO DE SUBPRODUTOS: ENTRADAS E SAÍDAS QUANTIFICADAS EM FUNÇÃO DA UNIDADE FUNCIONAL 1 M³ DE ESGOTO TRATADO**

As categorias de impacto ambiental relacionadas ao tratamento do esgoto na ETE Arrudas e adotadas foram avaliadas considerando três cenários distintos: *base*, *cogeração* e *cogeração com A. T. 100%* – situação que retrata o aproveitamento integral da energia elétrica e térmica produzida na cogeração, sendo o lodo, após secagem térmica (umidade de 48%), enviado para aterro sanitário.

7.3 Resultados

7.3.1 Identificação dos pontos críticos relacionados ao consumo energético na operação da ETE Arrudas no ano de 2009

A investigação demonstrou que a demanda de potência do reator biológico representa, aproximadamente, 82% do consumo total tarifado da ETE, sendo, assim, o ponto crítico em relação ao consumo energético (como já apresentado na Tabela 7.6). Relacionando-se os volumes tratados (em m³ de esgoto) com o gasto energético tem-se que o tratamento de um m³ de esgoto na ETE Arrudas (*cenário base*) consome 0,18 kWh. Ou seja, são demandados 0,036 kWh/hab.dia ou 13,14 kWh/hab.ano. Destaca-se que os valores são referentes ao consumo medido e tarifado na ETE pela

concessionária de energia⁶⁷. O valor reportado para o tratamento por lodos ativados convencional por von Sperling (2014) é de 18 a 26 kWh/hab.ano. Percebe-se, assim, que, apesar do elevado consumo de energia relacionado ao reator biológico, a ETE se encontra em ótimas condições de operação, apresentando consumos inferiores ao reportado para este tipo de tratamento. De toda forma, é importante destacar que a conversão para valor *per capita* depende da população considerada ou da *vazão per capita* de esgoto adotado, os quais são valores estimados

7.3.2 Análise comparativa entre cenários em função do balanço de energia na ETE Arrudas

A Figura 7.3 apresenta os potenciais de impacto atribuídos exclusivamente à operação da ETE Arrudas.

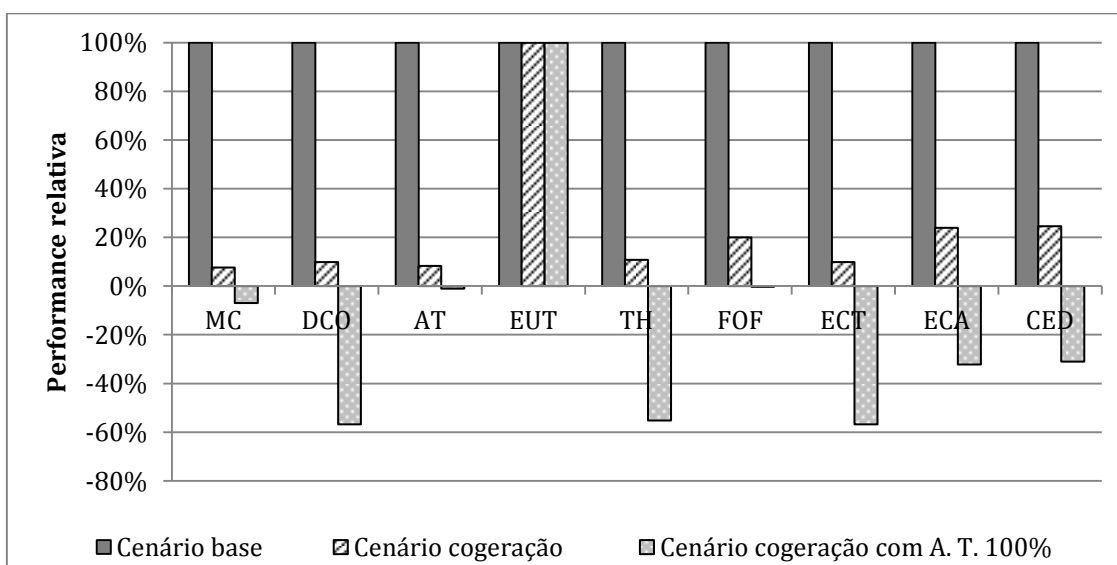


Figura 7.3 – Impactos relacionados à operação da ETE Arrudas em função dos cenários analisados – sem considerar a destinação do lodo produzido

⁶⁷ Este valor é 53% menor que o correspondente às demandas absolutas dos equipamentos e usos da estação. Esta diferença pode ser justificada por: a) superdimensionamento da potência dos equipamentos no momento da escolha (devido à ausência de modelo comercial com potência compatível); b) os equipamentos não funcionarem todo o tempo na potência nominal; c) boa parte do consumo na ETE se refere à operação de bombas e estas podem não estar sendo operadas em seu melhor ponto de rendimento – curva da bomba.

Legenda		
Impacto	Sigla	Unidade referência
Mudanças climáticas	MC	kg de CO ₂ eq.
Depleção da camada de ozônio	DCO	kg de CFC-11 eq.
Acidificação terrestre	AT	kg de SO ₂ eq.
Eutrofização de água doce	EUT	kg de P eq.
Toxicidade humana	TH	kg de 1,4-DB eq.
Formação de oxidantes fotoquímicos	FOF	kg de NMVOC eq.
Ecotoxicidade terrestre	ECT	kg de 1,4-DB eq.
Ecotoxicidade de água doce	ECA	kg de 1,4-DB eq.
Demanda acumulada de energia	CED	MJ eq.

Analisando essa figura, podemos dizer que:

- O cenário *base* (queima de biogás em *flare*) apresenta pior desempenho em todas as categorias de impacto analisadas, sendo responsável por 100% do potencial de cada impacto conferido à operação da ETE. Em sequência, figuram os cenários *cogeração* e *cogeração com A. T. 100%*;
- Os impactos DCO, TH, ECT, ECA e CED apresentam-se como bônus ao ambiente no cenário *cogeração com A. T. 100%*. Esses impactos são diretamente relacionados ao consumo de energia;
- Para o impacto eutrofização, que é relacionado apenas às emissões diretas (esgoto) à água doce, não há diferença entre os cenários já que estes não influenciam na qualidade do esgoto tratado pela ETE.

Estes resultados representam, como já mencionado, um recorte na etapa de operação da ETE (*cradle-to-gate*⁶⁸) e simulam uma situação hipotética onde não há gerenciamento do lodo produzido. Para melhor entendimento das contribuições de cada operação unitária sob as categorias de impacto são apresentados, de forma distinta, cada um dos cenários, nas figuras a seguir. Inicialmente, a Figura 7.4 demonstra a contribuição individual das etapas de tratamento nos impactos ambientais para o cenário base.

⁶⁸ *Cradle-to-gate* ou berço ao túmulo.

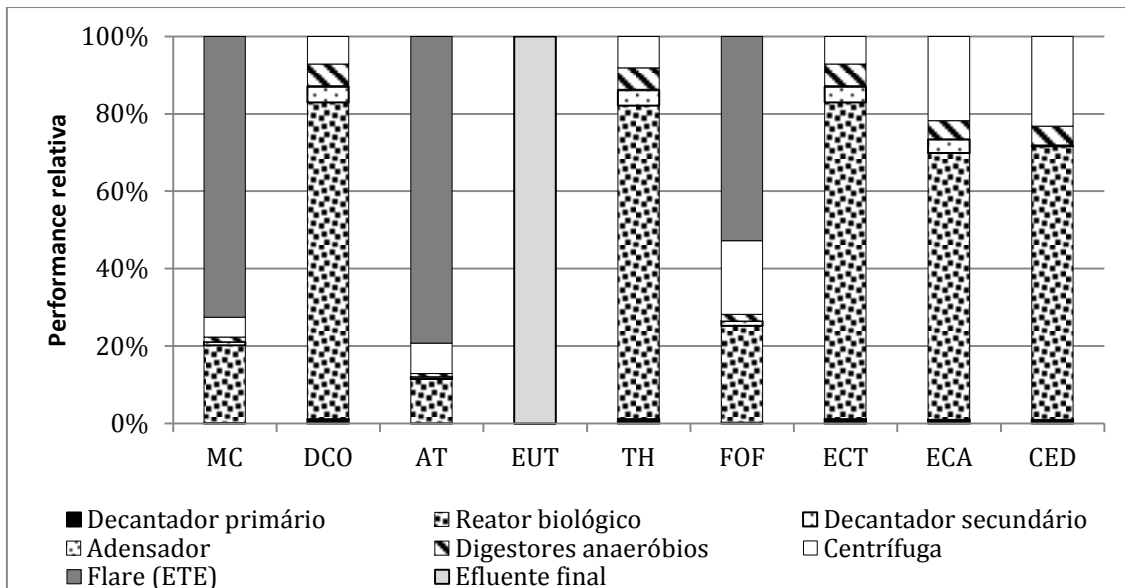


Figura 7.4 – Cenário base: impactos relacionados à operação da ETE Arrudas

Pela análise desta figura, percebe-se que, no *cenário base*:

- O reator biológico e o *flare* figuram como os grandes contribuintes para a maioria dos impactos.
- Os impactos MC, AT e FOF são afetados diretamente pela emissão de gases oriunda da queima em *flare* do biogás produzido nos digestores de lodo. Todavia, o *flare* não é o único contribuinte a esses impactos;
- DCO, TH, ECT, ECA e CED são bastante influenciados pelo reator biológico, que tem atribuído a si, exclusivamente, consumo de energia elétrica;
- Em se tratando da centrífuga, o uso de polímeros catiônicos para desaguamento do lodo é responsável pelos impactos dessa operação unitária nas categorias de impacto MC, AT, FOF, ECA e CED. Para DCO, TH e ECT, as contribuições são atribuídas ao consumo de energia elétrica da própria centrífuga;
- As demais operações unitárias têm suas emissões referidas exclusivamente ao consumo de energia elétrica, com exceção, como já dito, do efluente final, que impacta exclusivamente em eutrofização.

Em se tratando do *cenário cogeração*, apresentado na Figura 7.5, percebe-se que o consumo de energia (reator) e a emissão de gases poluentes continuam sendo os pontos críticos de maior destaque neste cenário, seguidos da centrífuga e digestores anaeróbios.

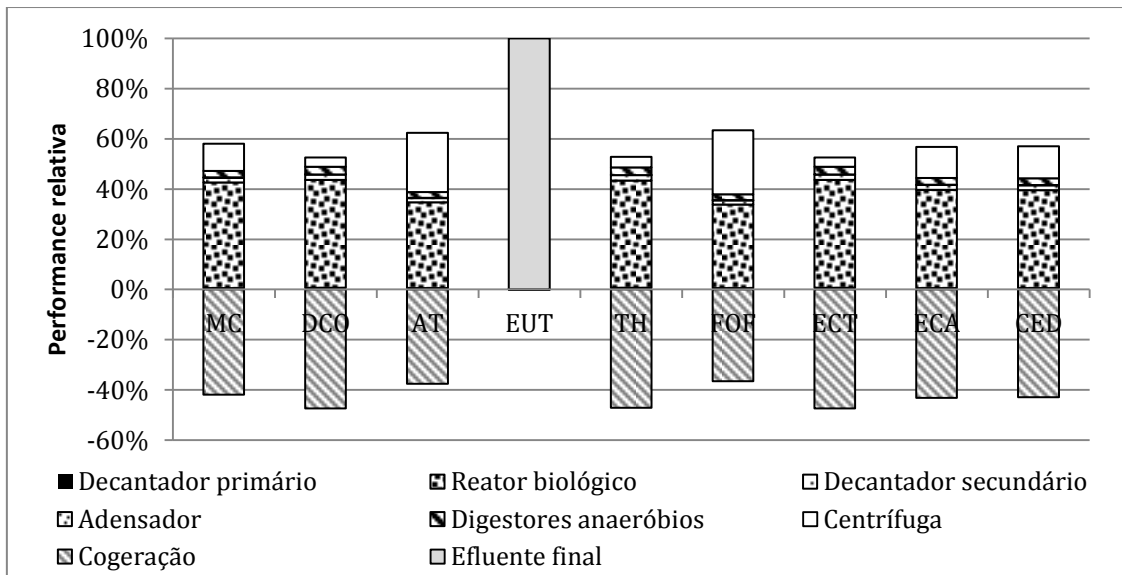


Figura 7.5 – Cenário cogeração: impactos relacionados à operação da ETE Arrudas

Nota-se que a contribuição positiva advinda da geração de energia pela ET e ausência da emissão de gases relacionados ao *flare* redistribui a participação de cada operação unitária no potencial dos impactos. A mesma tendência ocorre no *cenário cogeração com A. T. 100%* apresentada na Figura 7.6. Neste cenário ideal, onde todo o potencial energético é explorado em benefício da ETE, a expectativa de ganhos ambientais expressivos à estação se confirma, sendo os potenciais de impacto, em sua maioria, reduzidos a, aproximadamente, metade do originalmente observado no *cenário base*. Estes resultados evidenciam a importância do gerenciamento da energia produzida na ETE para expressão máxima em termos de melhoria na sustentabilidade ambiental da mesma.

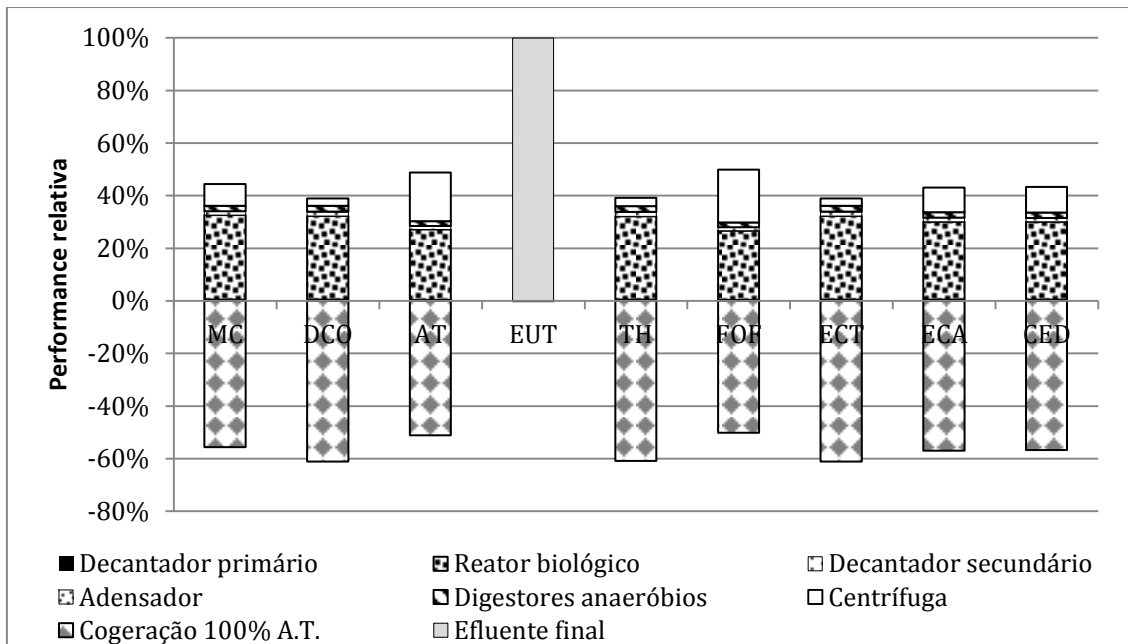


Figura 7.6 – Cenário cogeração 100% A. T.: impactos relacionados à operação da ETE Arrudas

Ainda em relação às Figura 7.5 e Figura 7.6, nota-se que, em ausência das contribuições do *flare*, visualiza-se com maior clareza a contribuição de outros pontos críticos, a exemplo da centrífuga, já mencionada, e do digestor anaeróbio, que não se mostravam tão evidentes no *cenário base* (Figura 7.4).

Apesar da eficiente percepção oferecida pelas análises anteriores, frisa-se que somente a operação da planta de tratamento não representa os potenciais de impacto ambiental das unidades de tratamento de esgoto. Já que o gerenciamento do lodo sabidamente contribui para estes substancialmente, com emissões relacionadas, principalmente, ao transporte do mesmo até o destino final (aterro sanitário na maioria das vezes) e aos gases oriundos de sua decomposição após destinação. Na atualidade, o gerenciamento do lodo de esgoto é um dos grandes desafios das ETE, inclusive pelas proporções que o custo deste gerenciamento tem sobre os custos totais das plantas de tratamento.

Neste sentido, a Figura 7.7 apresenta o desempenho dos mesmos cenários discutidos anteriormente, porém contemplando a destinação do lodo produzido na estação (transporte e aterramento), de forma a expor de maneira mais realista os potenciais de impacto relacionados ao tratamento de esgoto doméstico na ETE Arrudas.

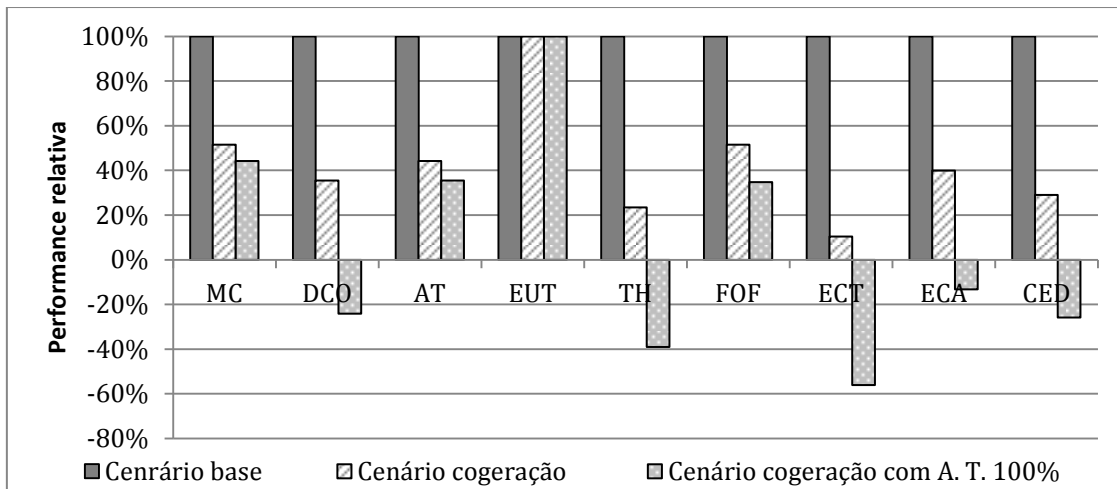


Figura 7.7 - Impactos relacionados à operação da ETE Arrudas em função dos cenários analisados considerando a destinação (transporte e aterramento) do lodo produzido

Quando incluído o gerenciamento do lodo nas avaliações, os potenciais de impacto entre os cenários *base* e *cogeração* ficam mais próximos. Nestes dois cenários há equivalência em termos de massa de lodo produzida e, conseqüentemente, de demanda de transporte e emissões relacionadas ao aterramento.

Observa-se também que o *cenário cogeração 100% A. T.*, apesar de apresentar potencial ainda inferior comparativamente aos outros dois cenários, demonstrou, para os impactos MC, AT e FOF, uma amplitude já não tão marcante. As categorias AT e FOF relacionam-se diretamente à emissão de gases pelo aterramento do lodo e à queima deste em *flare*. A concentração de sólidos voláteis no lodo destinado nos três cenários sofre mínimas alterações, já que a diferença de massa está relacionada diretamente à umidade do lodo, o que pode explicar essa tendência. Já em se tratando de MC, o potencial se divide entre o próprio aterro (60%, aproximadamente), seguido do reator biológico, centrífuga e transporte ao aterro.

A fim de manter o mesmo padrão de discussão apresentado para a fase de operação da ETE, as próximas figuras mostram a avaliação de cada cenário individualmente, em função das etapas do tratamento e sua contribuição percentual dentro de cada categoria de impacto avaliada. Assim, é possível identificar os principais pontos críticos existentes e, principalmente, verificar a influência da destinação do lodo quando avaliado o tratamento holisticamente e não só a operação da planta de tratamento.

Na Figura 7.8, são apresentados os impactos do *cenário base* incluindo a disposição do lodo.

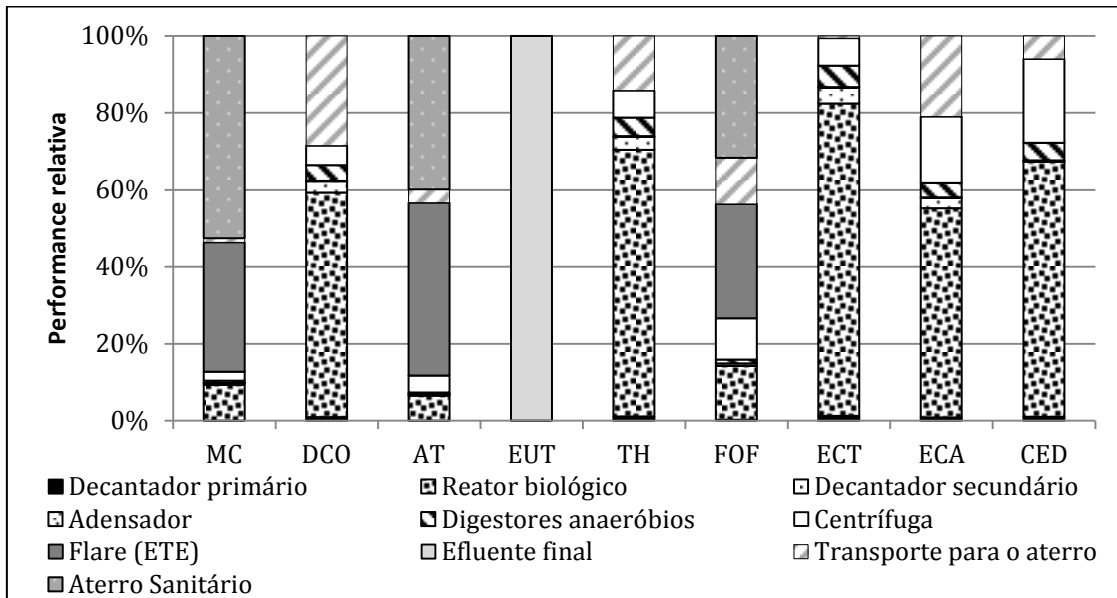


Figura 7.8 – Cenário base: impactos relacionados à operação da ETE Arrudas incluindo a disposição do lodo em aterro sanitário

No *cenário base*, o potencial de impacto é atribuído integralmente ao aterramento do lodo para AT e FOF e em se tratando de MC se aproxima dos 55%. Esses números evidenciam as grandes cargas de gases poluentes associadas a essa modalidade de tratamento de lodo.

Também foi possível perceber que a observação conjunta de operação e gerenciamento do lodo pode induzir ao julgamento de uma importância menor (ou até mesmo inexistente) das emissões decorrentes da primeira fase, evidente, por exemplo, no *flare* da ETE. Dessa maneira, destaca-se a validade de uma discussão prévia sobre os impactos decorrentes exclusivamente da operação da ETE.

Ainda neste sentido, nota-se que a centrífuga e os digestores que, embora se mantenham com as mesmas demandas (polímero e energia, respectivamente), não possuem a mesma representatividade nesse cenário, pouco ou não figurando graficamente.

O cenário cogeração (Figura 7.9) demonstra a mesma tendência, com o aterro aparecendo em destaque e mascarando pontos críticos relativos à operação da ETE, devido à sua magnitude de potencial de impacto.

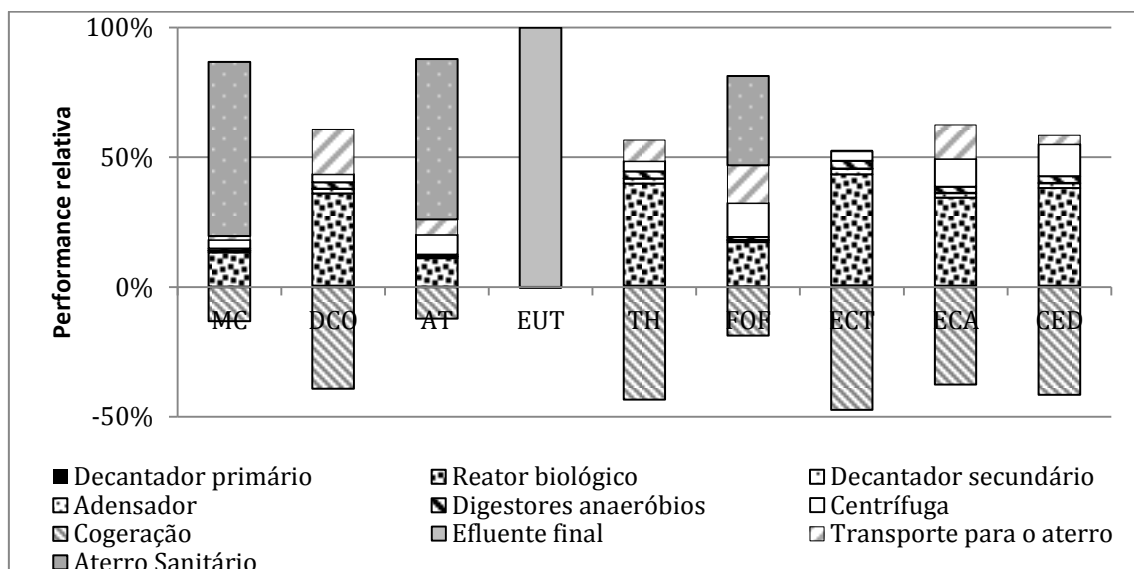


Figura 7.9 – Cenário cogeração: impactos relacionados à operação da ETE Arrudas incluindo a disposição do lodo em aterro sanitário

Percebe-se que emissões relacionadas ao aterramento são bastante semelhantes às do cenário base, já que a reutilização do calor produzido na cogeração diminuiu infimamente os impactos relacionados ao aterramento e ao transporte do lodo. Isso porque a redução da massa entre os cenários é apenas referente à massa de sólidos voláteis destruídos pelo aquecimento dos digestores de lodo (700 kg/59.000 kg). Assim, legitima-se a associação dos ganhos ambientais do cenário cogeração sob o cenário base, exclusivamente, à substituição da queima do biogás em flare pela cogeração.

Em consonância, ao observar-se a Figura 7.10, que demonstra o cenário cogeração 100% A. T., faz-se bastante perceptível a influência da diminuição da quantidade de lodo destinada ao aterro (aproximadamente 42% – de 59 para 34 t.dia⁻¹) e também a grandeza do ganho energético vindo do aproveitamento total do calor gerado, diminuindo sensivelmente o potencial de impacto de cinco das nove categorias analisadas neste cenário.

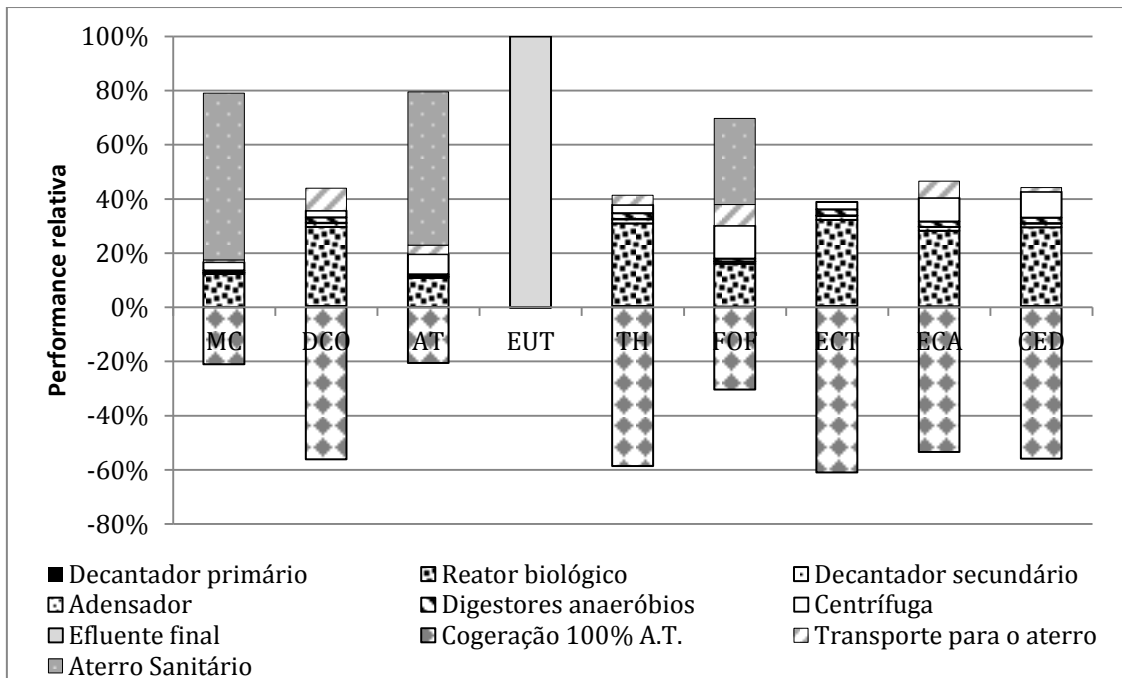


Figura 7.10 – Cenário cogeração 100% A. T.: impactos relacionados à operação da ETE Arrudas incluindo a disposição do lodo em aterro sanitário

7.4 Conclusões

Foi confirmada a hipótese de que o uso do biogás produzido em uma ETE de grande porte diminui os potenciais de impacto ambiental da estação, sendo constatada melhoria em todas as categorias avaliadas após a implantação da cogeração. Também se concluiu que:

- A análise em duas situações distintas, com e sem a destinação do lodo, mostrou-se importante para entendimento dos potenciais de impacto. Assim como a avaliação exclusiva à operação da ETE, já que a destinação do lodo pormenorizou impactos importantes graficamente;
- A grande remoção de umidade (de 65% para 48%) propiciada na secagem térmica observada no *cenário cogeração 100% A. T.* ampliou os benefícios da *cogeração*, oportunizando, além do ganho energético, uma menor massa de lodo a ser transportada;
- Especula-se; ainda, que este cenário poderia ter resultados melhores se o lodo fosse usado como biofertilizante, por exemplo, já que a exposição a altas temperaturas poderia resultar na higienização deste lodo;

- A ETE Arrudas, apesar de não aproveitar todo o potencial térmico que produz, mostrou-se uma estação eficiente do ponto de vista ambiental. Por exemplo, a ETE já apresentava consumo energético inferior ao esperado para plantas semelhantes mesmo à época do *cenário base* com queima em *flare* e operação em subcapacidade.

8 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No tocante à estruturação de inventários de ciclo de vida (objetivo específico 1), é possível concluir que:

- ICV de diferentes STED foram consolidados permitindo a observação de dados ambientais importantes relacionados à produção e emissão de gases, geração de lodo e, principalmente, subsidiando avaliações de impacto de ciclo de vida. Corriqueiramente, estes poluentes não são contemplados pela legislação ambiental vigente e são desconsiderados das pautas de decisão entre sistemas;
- O estudo comparativo entre STED simplificados e o estudo de caso desenvolvido em uma ETE de grande porte possibilitaram a estruturação de um modelo abrangente, adaptável e simplificado de ICV para o tratamento de esgoto. Estes inventários poderão ampliar as discussões sobre os potenciais de impacto relacionados ao processo de tratamento, ao discutirem, simultaneamente, o gerenciamento de seus subprodutos.

Ainda no tocante ao gerenciamento dos subprodutos produzidos pelos sistemas (objetivos específicos 2 e 3), tem-se que:

- A análise de impacto de ciclo de vida mostrou que a rota que considera a queima do biogás para aproveitamento térmico e a produção de biofertilizante a partir da higienização do lodo culmina em um melhor desempenho ambiental dos sistemas UASB + SAC e UASB + FBP;
- Entretanto, a expressiva contribuição negativa dos impactos atribuída à cal virgem utilizada para a higienização do lodo, limitou os ganhos potenciais que poderiam ser obtidos pelo uso do biofertilizante;
- Já o estudo de caso que avaliou o uso do biogás produzido para cogeração apontou melhorias ambientais em todas as categorias de impacto avaliadas. Todavia, ficou evidente que os ganhos poderiam ser ampliados consideravelmente se todo o potencial energético fosse explorado, propiciando, por exemplo, a diminuição de lodo a ser transportado ao aterro e os impactos a estes relacionados.
- Também a aplicação da energia térmica produzida em STED se apresentou como uma alternativa promissora para higienização do lodo de esgoto.

9 RECOMENDAÇÕES

O presente trabalho foi de grande valia para o entendimento das possibilidades de uso da metodologia de avaliação de ciclo de vida em sistemas de tratamento de esgoto doméstico no Brasil.

O desenvolvimento de modelo específico de construção e estruturação de inventários de ciclo de vida relativos à operação dos sistemas analisados e também das unidades e processos de apoio, como aterro sanitário e o produto biofertilizante, forneceram subsídios importantes ao delineamento de trabalhos futuros na área.

Dessa forma, são apresentadas, a seguir, algumas recomendações para o direcionamento de futuras pesquisas com ACV em STED, principalmente, em sistemas de menor porte:

- Ampliação do rol de sistemas de tratamento de esgoto doméstico inventariados; incluindo, por exemplo, o STED fossa-filtro, muito utilizado em sistemas descentralizados no país;
- Sistematização de fluxogramas operacionais e construção de inventários de ciclo de vida de rotas variáveis de destinação/reuso dos subprodutos úteis; principalmente em relação ao uso combinado da energia térmica ao tratamento do lodo de esgoto;
- Elaboração de um guia de apoio aos tomadores de decisão do setor de saneamento básico baseado em avaliações de impacto de ciclo de vida de sistemas de tratamento de esgoto doméstico no Brasil, incluindo rotas variáveis de disposição e/ou reuso dos subprodutos úteis gerados.

10 REFERÊNCIAS

ABCV – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ANÁLISE DE CICLO DE VIDA. **Quem somos**. s.d. Disponível em: <<http://abcvbrasil.org.br/index.php/quem-somos>>. (Acesso em: 15/01/2013.)

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. TR/NBR ISO 14.025. **Rotulagem Ambiental do Tipo III: princípios e procedimentos**. Rio de Janeiro, 2006.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14.040. **Gestão ambiental: princípios e estruturas**. Rio de Janeiro, 2009a.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14.044. **Gestão ambiental: requisitos e orientações**. 2009b.

AGRIANUAL2010. **Anuário estatístico da agricultura brasileira**. São Paulo: FNP Consultoria & Agroinformativos, 2010. 520 p.

ALMEIDA, P. G. S. **Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. 2012. 221 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Belo Horizonte, 2012.

ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S., GONÇALVES, D. F. Processo de implementação da reciclagem agrícola de biossólidos em Curitiba, Paraná. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, **Anais...**, 28., 2013. Porto Alegre: ABES, Porto Alegre, 2012, p. 1-12.

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. 484 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 6).

BALKEMA, A. J.; PREISIG, H. A.; OTTERPOHL, R.; LAMBERT, F. J. D Indicators for the sustainability assessment of wastewater treatment systems. **Urban Water**, v. 4, n. 2, p. 153-161, jun. 2002.

BARBOSA, G. M. D. C.; FILHO, J. T.; FONSECA, I. C. D. B. Efeito do lodo de esgoto em propriedades físicas de um Latossolo Vermelho eutroférico. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 28, n. 1, p. 65-69, 2007.

BEYLOT, A.; VILLENEUVE, J.; BELLENFANT, G. Life Cycle assessment of landfill biogas management: sensitivity to diffuse and combustion air emissions. **Waste management**, New York, N.Y., v. 33, n. 2, p. 401-411, fev. 2013.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2011. Disponível em:

<http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_publicacao/163_publicacao27072011055200.pdf> (Acesso em: 10/06/2014.)

BRITO FILHO, L. F. **Estudo de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos**. 2005. 222f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Rio de Janeiro, 2005.

CALIJURI, M.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C. DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Eng. sanit. ambient.**, v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.

CANO, V.; GOMES, B. G. L. A.; NOLASCO, M. A. Avaliação da eficiência inicial de wetlands construídos no Pós-Tratamento de Reator UASB. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION, 3., 2011. São Paulo, **Anais...**, São Paulo, 2011, p. 1-9.

CAPES – COORDENAÇÃO DE APERFEIÇOAMENTO DE PESSOAL DE NÍVEL SUPERIOR. **Banco de teses**. Disponível em: <<http://capesdw.capes.gov.br/capesdw/>>. (Acesso em: 20/12/2012.)

CENTRO NACIONAL DE REFERÊNCIA EM BIOMASSA – CENBIO. Sewer biogas conversion into electricity. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENERGIA (CBE), 11., 2006. Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro, 2006.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Manual de operação de aterro sanitário em valas**. São Paulo, 2010. 24p.

CHERNICHARO, C. A. L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 73-92, fev. 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed., ampl. e atual. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007. 379 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 5).

CHERNICHARO, C. A. L. (coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. 1. ed. Belo Horizonte: FINEP/PROSAB, 2001. 544p.

CNPq – CONSELHO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E TECNOLÓGICO. **Diretório dos grupos de pesquisa do Brasil**. Disponível em: <<http://dgp.cnpq.br/buscaoperacional/>>. (Acesso em: 07/10/2013.)

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS – COPASA MG. **Consciência ambiental**. 2009. Disponível em: <<http://www.copasa.com.br/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?infol=1359&sid=129&tpl=printerview>>. (Acesso em: 06/10/2014.)

COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS – COPASA MG. **Resumo Anual de Controle – ETE Arrudas, Ano/2009**. *xls*. Belo Horizonte, 2009. Microsoft Excel, 2003.

CONMETRO (2010). **Resolução nº. 4, de 15 de dezembro de 2010**. Dispõe sobre a aprovação do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida e dá outras providências. Diário Oficial da União, ano CXLVIII, nº. 2, Seção 1, Brasília.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA 2008. **Resolução CONAMA nº. 404.** 2008.

COSTA, L. B. O. **Avaliação do ciclo de vida da produção de biogás via estação de tratamento de esgoto e uso em célula combustível de óxido sólido.** 2012. 135f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares da USP. Universidade de São Paulo, São Paulo.

D'AGOSTINI, M.; FINOTTI, A. R.; Identificação de melhorias ambientais através da aplicação da ferramenta de análise de ciclo de vida. In: CONGRESSO BRASILEIRO EM GESTÃO DE CICLO DE VIDA EM PRODUTOS E SERVIÇOS, 2, 2010. Florianópolis. **Anais eletrônicos...** Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2010. Disponível em:

<<http://www.ciclodevida.ufsc.br/congresso/images/acv-2010.pdf>>.

(Acesso em: 08/10/2013.)

DENNISON, F. J.; AZAPAGIC, A.; CLIFT, R.; COLBOURNE, J. S. Assessing management options for wastewater treatment works in the context of life cycle assessment. **Water Science Technology**, v. 38, n. 11, p. 23-30, 1998.

DIAS, A. L. S. **Análise de desempenho de lagoas de estabilização empregadas para tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** 2012. 171f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

DIXON, A.; SIMON, M.; BURKITT, T. Assessing the environmental impact of two options for small-scale wastewater treatment: comparing a reedbed and an aerated biological filter using a life cycle approach. **Ecological engineering**, v. 20, n. 4, p. 297-308, set. 2003.

DOKA, G. Life cycle inventories of waste treatment services. Ecoinvent Report. **Swiss centre for life cycle inventories**, Dübendorf, Switzerland, n. 13, 2009.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.** 2008. 101f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

ECOINVENT, 2010. Swiss centre for life cycle inventories (Ecoinvent Centre). **Ecoinvent Database.** Ecoinvent Centre, Dübendorf, 2010. Disponível em: www.ecoinvent.org.

EMMERSON, R. H. C.; MORSE, G. K; LESTER, J. N.; BORDA, D. R. The life-cycle analysis of small-scale sewage-treatment processes. **Water and wastewater technology**, v. 9, p. 317-325, 1995.

FERNANDES, J. G. **Estudo da emissão de biogás em um aterro sanitário experimental.** 2009. 101f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

FERREIRA, J. V. R. **Análise de ciclo de vida dos produtos.** Instituto Politécnico de Viseu, 2004. Disponível em:

<<http://www.ceap.br/material/MAT02102013213451.pdf>>. (Acesso em: 02/02/2013.)

FONSECA, A. S. G. **Impactos ambientais da integração vs eliminação de resíduos de VFV**. 2011. 188f. Dissertação (Mestre em Engenharia do Ambiente) – Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro. Universidade de Aveiro.

FUCHS, V. J.; MIHELICIC, J. R.; GIERKE, J. S. Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. **Water research**, v. 45, n. 5, p. 2073-2081, fev. 2011.

GALLEGO, A.; HOSPIDO, A.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. **Resources, conservation and recycling**, v. 52, n. 6, p. 931-940, abr. 2008.

GHAZY, M. R.; DICHTL, D. Economic and environmental assessment of sewage sludge treatment processes application in Egypt. In: INTERNATIONAL WATER TECHNOLOGY CONFERENCE, 15., 2011, Alexandria. **Anais eletrônicos...** Alexandria: Egyptian Water Technology Association, 2011. Disponível em: <<http://iwtc.info/wp-content/uploads/2011/07/G31.pdf>>. (Acesso em: 15/03/2013.)

GODIN, D.; BOUCHARD, C.; VANROLLEGHEM, P. A. LCA of wastewater treatment systems: introducing a net environmental benefit approach. In: IWA SYMPOSIUM ON SYSTEMS ANALYSIS AND INTEGRATED ASSESSMENT, 8., 2011. Québec. **Anais...** Québec, 2011, p. 159-167.

GONÇALVES, R. F., CHERNICHARO, C. A. L., NETO, C. O., SOBRINHO, P. A., KATO M. T., COSTA, R. H., AISSE, M. M., ZAIAT, M., (2000). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores de biofilme**. Coletânea de trabalhos técnicos. PROSAB 2, v. 1.

GÜERCA, L. P.; MUSHARRAFIE, A.; MARTÍNEZ, E.; HERNÁNDEZ, F.; PADILLA, A.; ROMERO-CASALLAS, L.; CISNEROS-ORTIZ, M.; MORGAN-SAGASTUME, J. M., NOYOLA, A. Life cycle inventory of the most representative municipal waste water treatment technologies of Latin-America and the Caribbean. In: XIVth IWRA WORLD WATER CONGRESS, **Anais...**, Porto de Galinhas, Brasil, Setembro, 2011.

HOSPIDO, A.; MOREIRA, M. T.; FERNFINDEZ-COUTO, M.; FEIJOO, G. Environmental performance of a municipal waste water treatment plant. **Int. J. LCA**, v. 9, n. 4, p. 261-271, 2004.

HOSPIDO, A.; MOREIRA, M. T.; MARTÍN, M.; RIGOLA, M.; FEIJOO, G. Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: Anaerobic digestion versus thermal processes. **Int. J. LCA**, v. 10, n. 5, p. 336-345, 2005.

HOSPIDO, A.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. A comparison of municipal wastewater treatment plants for big centres of population in Galicia (Spain). **Int. J. LCA**, v. 13, n. 1, p. 57-64, 2008.

IBICT – INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO CIÊNCIA E TECNOLOGIA. s.d. **Avaliação do ciclo de vida de produtos e sistemas produtivos (ACV)**. Disponível em: <<http://www.ibict.br/inclusao-social-e-popularizacao-da>>

ciencia/avaliacao-do-ciclo-de-vida-de-produtos-e-sistemas-produtivos/apresentacao>. (Acesso em: 10/01/2013.)

_____. 2012. **SICV – Brasil completa seis anos de atuação**. Disponível em: <<http://www.ibict.br/sala-de-imprensa/noticias/sicv-brasil-completa-seis-anos-de-atuacao/impresao>>. (Acesso em: 10/01/2013.)

_____. 2010. **Projeto Brasileiro Inventário do Ciclo de Vida para Competitividade Ambiental da Indústria Brasileira (SICV Brasil)**. Disponível em: <http://www.ciclodevida.ufsc.br/congresso/16_00h_Mesa_Redonda_4_Celina_Lamb.pdf>. (Acesso em: 13/01/2013.)

IGOS, E. BENETTO, E.; BAUDIN, I.; TIRUTA-BARNA, L.; MERY, Y.; ARBAULT, D. Cost-performance indicator for comparative environmental assessment of water treatment plants. **Science of the Total Environment**, v. 443, p. 367-374, 15 jan. 2013.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008, 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. (Acesso em: 06/10/2014.)

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Normas climatológicas do Brasil, 1961-1990. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br>>. (Acesso em: 18/06/2014.)

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. EGGLESTON, H.S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (eds.). Published: IGES, Japan, 2006.

ITRC – Interstate Technology e Regulatory Council. **Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands**. New Jersey: ITRC, 2003. 199 p.

JESWANI, H. K.; SMITH, R. W.; AZAPAGIC, A. Energy from waste: carbon footprint of incineration and landfill biogas in the UK. **Int. J. LCA**, v. 18, n. 1, p. 218-29, 2012.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. D. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L. P. (coord.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 26-57.

LASSAUX, S.; RENZONI, R.; GERMAIN, A. Life cycle assessment of water from the pumping station to the wastewater treatment plant. **Int. J. LCA**, v. 12, n. 2, p. 118-126, 2007.

LEONETI, A. B.; OLIVEIRA, S. V. W. B.; OLIVEIRA, M. M. B. O equilíbrio de Nash como uma solução para o conflito entre eficiência e custo na escolha de sistemas

de tratamento de esgoto sanitário com o auxílio de um modelo de tomada de decisão. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 15, n.1, p. 53-64, 2010.

LOBATO, L. C. S. **Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico**. 2011. 184 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

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** : a journal of the International Association on Water Pollution Research, v. 66, n. 12, p. 2745-2753, jan. 2012.

LUNDIE, S.; PETERS, G. M.; BEAVIS, P. C. Life cycle assessment for sustainable metropolitan water systems planning. **Environ. Sci. & Technol.**, v. 38, n. 13, p. 3465-3473, 2004.

MACHADO, A. P.; URBANO, L.; BRITO, A. G.; JANKNECHT, P.; SALAS, J. J.; NOGUEIRA, R. Life cycle assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities. **Water Science & Technology**, v. 56, n. 3, p. 15, 2007.

MACHADO, P. A.; URBANO, L.; BRITO, A. G.; JANKNECHT, P.; RODRÍGUEZ, J. J.; NOGUEIRA, R. Life cycle assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities: energy-saving systems versus activated sludge. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 10., 2006, Lisboa. **Anais eletrônicos...** Lisboa: IWA, 2006. Disponível em:
<http://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/5707/1/IWA-Wetland_Machado%5b2%5d.pdf>. (Acesso em: 30/04/ 2013.)

MARQUES, E. V.; AZEVEDO, S. G.; SOUZA, D. F. P. Estudo do desempenho do processo de digestão de lodos em digestores anaeróbios após implantação da unidade de cogeração de energia na ETE Arrudas. In: ENCONTRO TÉCNICO COPASA 2012, **Anais...** Belo Horizonte, novembro 2012.

MONTEIRO, M. F. **Avaliação do ciclo de vida do fertilizante superfosfato simples**. 2008. 179f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia. Universidade Federal da Bahia.

NAKAMURA, Y. C. **Estudo de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado e água subterrânea no entorno de aterros sanitários em Minas Gerais**. 2012. 125f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.

NASCIMENTO, A. L.; SAMPAIO, R. A.; ZUBA JUNIOR, G. R.; FERNANDES, L. A.; CRUZ, S. F.; CARNEIRO, J. P.; BARBOSA, C. F.; LIMA, N. N. Atributos químicos do solo adubado com lodo de esgoto estabilizado por diferentes processos e cultivado com girassol. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 1, p. 146-153, 2014.

NOYOLA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; GÜERECA, L. P. Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales. 1ª ed. México: 2013. 127 p.

NOYOLA, A.; SAGASTUME, J. M. M.; HERNÁNDEZ, P. G.; ORTIZ, M. C. O.; PASTRANA, E. V.; PADILLA, F. H.; MUSHARRAFIE, A.; ESTRADA, C. C.; RIVERA, A. P. **Tecnologías de tratamiento de aguas residuales en América Latina y el Caribe con un enfoque de cambio climático**. 2012. No prelo.

OLIVEIRA, S. M. A. C. **Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos**. 2006. 231 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos, Belo Horizonte, 2006.

OLIVEIRA, S. V. W. B. **Modelo para tomada de decisão na escolha de sistema de tratamento de esgoto sanitário**. 2004, 293f. Tese (Doutorado em Administração) – Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade da USP. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

PEREIRA, S. W. **Análise ambiental do processo produtivo de pisos cerâmicos aplicação de avaliação do ciclo de vida**. 2004. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

PLANSAB – PLANO NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO. **Pacto pelo saneamento básico** – mais saúde, qualidade de vida e cidadania, 2008.

PONTES, P. P. **Reatores UASB aplicados ao tratamento combinado de esgotos sanitários e lodo excedente de filtro biológico percolador**. 2003. 198 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003

PRÉ, various authors. **SimaPro Database Manual** – Methods Library. 2013. Disponível em: <<http://www.pre-sustainability.com/download/manuals/DatabaseManualMethods.pdf>>. (Acesso em: 16/06/2014.)

REMY, C. **Life cycle assessment of conventional and source-separation systems for urban wastewater management**. 2010. Dissertation (Doktor der Ingenieurwissenschaften), Fakultät III – Prozesswissenschaften – der Technischen Universität Berlin. Technischen Universität Berlin, Berlin.

RENOU, S.; THOMAS, J. S.; Aoustin, E.; PONS, M. N. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. **Journal of Cleaner Production**, v. 16, n. 10, p. 1098-1105, jul. 2008.

RIBEIRO, R.; MELLO, W. de; ALVIM, R. Emissões de óxido nitroso do tanque de aeração de uma estação de tratamento de esgotos com sistema de lodos ativados convencional. **Quim. Nova**, v. 36, n. 7, p. 998-1003, 2013.

RODRIGUES, C. R. B.; ZOLDAN, M. A.; LEITE, M. L. G.; OLIVEIRA, I. Sistemas computacionais de apoio a ferramenta análise de ciclo de vida do produto (ACV). In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 28, **Anais...** Rio de Janeiro, 2008.

RODRIGUES, P. S. H. **Análise de viabilidade econômica de um aterro sanitário para cidade de pequeno porte**. 2008. 102f. Dissertação (Mestrado) – Programa de

Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2008.

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

ROELEVELD, P. J.; KLAPWIJK, A.; EGGELS, P. G.; RULKENS, W. H.; VAN STRAKENBURG W. Sustainability of municipal wastewater treatment. **Water Science & Technology**, v. 35, n. 10, p. 221-228, 1997.

ROSA, A. P. **Aproveitamento de biogás e lodo excedente de reatores UASB como fonte de energia renovável em Estações de Tratamento de Esgoto**. 2013. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

SAHELY, H. R.; KENNEDY, C. A.; ADAMS, B. Developing sustainability criteria for urban infrastructure systems. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 32, n. 1, p. 72-85, fev. 2005.

SETAC – SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY, 1993 Guidelines for Life-cycle Assessment: a code of practice. In: **SETAC WORKSHOP**, Sesimbra, Portugal. Brussels: SETAC, 1993.

SILVA, A. V. A. **Avaliação do tratamento do dodo da ETE Arrudas-MG (Lodos Ativado Convencional)**. 2006. 108 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Belo Horizonte, 2006.

SILVA, A. V. A.; VON SPERLING, M.; FILHO, J. M. O. Avaliação do processo de digestão anaeróbia da ETE Arrudas-MG (Lodo ativado convencional). **Revista AIDIS**, v. 2, n. 31, p. 19-30, 2009.

SOUSA, J.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Eng. sanit. ambient.**, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004.

SOUSA, J.; VAN HAANDEL, A.; COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.**, Campina Grande, PB, v. 4, n. 1, p.87-91, 2000.

SOUZA, C. L. **Estudo das rotas de formação, transporte e consumo dos gases metano e sulfeto de hidrogênio resultantes do tratamento de esgoto doméstico em reatores UASB**. 2010. 127 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

Superintendência Regional de Regularização Ambiental Central Metropolitana – SUPRAM CM. Governo do Estado de Minas Gerais. PARECER ÚNICO SUPRAM CM N.º 242/2011 – PROTOCOLO n.º. 0344997/2011. Belo Horizonte, 2011, p 1-24.

TARANTINI, M.; FERRI, F. LCA of drinking and wastewater treatment systems of Bologna city: final results. In: INTER-REGIONAL CONFERENCE ON

ENVIRONMENT WATER, 4., 2001, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: Associação Brasileira de Irrigação e Drenagem, 2001.

TCHOBANOGLIOUS, G., THIESEN, H., VIGIL, S. A. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. New York: McGraw-Hill International Editions, 1993. 978 p.

TILLMAN, A.; SVINGBY, M.; LUNDSTRÖM, H. Life cycle assessment of municipal waste water systems. **Int. J. LCA**, v. 3, n. 3, p. 145-157, 1998.

TOMIELLO, E. C. **Análise dos resíduos sólidos de desarenador do tratamento preliminar de esgotos sanitários da cidade de Maringá-PR**. 2008. 130f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Maringá. Programa de Pós-graduação em Engenharia Urbana, Maringá, 2008.

UFMG – UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS. **Biblioteca digital de teses e dissertações da UFMG**. Disponível em: <www.bibliotecadigital.ufmg.br/>. (Acesso em: 20/12/2012.)

UFRJ – UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO. **Base Minerva da UFRJ**. Disponível em: <http://fenix2.ufrj.br:8991/F?func=find-b-0&local_base=tdufrj>. (Acesso em: 17/12/2012.)

UNESP – UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”. **Catálogo ATHENA** – Banco de dados da UNESP. Disponível em: <<http://www.athena.biblioteca.unesp.br>>. (Acesso em: 20/12/2012.)

UNFCCC – UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. **Methodological “Tool to determine project emissions from flaring gases containing methane”**. [s.l.] [s.d]. 14p.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User’s Guide**. 2005.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Life cycle assessment: principles and practice**. 2006.

USP – UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. **Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP**. Disponível em:<<http://www.teses.usp.br/>>. (Acesso em: 18/12/2012.)

VADENBO, C. O.; MICHAEL E.; BOESCH, M .E.; HELLWEG, S. Life Cycle Assessment Model for the Use of Alternative Resources in Ironmaking. **Journal of Industrial Ecology**, v. 17, n. 3, p. 363-374, 2013.

VIANNA, F.C. **Análise da ecoeficiência: avaliação do desempenho ambiental econômico-ambiental do biodiesel e petrodiesel**. 2006, 182f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Universidade de São Paulo.

VIGON, B. W.; TOLLE, D. A.; CORNABY, B. W.; LATHAN, H. C.; HARRISON, C. L.; BOGOUSKI, T. L.; HUNT, R. G.; SELLERS, J. D. **Life-cycle assessment: inventory guidelines and principles**. Cincinnati: U. S. Government Printing Office, 1995.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 472 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1).

VON SPERLING, M., CHERNICHARO, C. A. L. A comparison between wastewater treatment processes in terms of compliance with effluent quality criteria standards. In: XXVII CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000.

YI, I.; ITSUBO, N.; INABA, A.; MATSUMOTO, K. Development of the interregional I/O based LCA Method considering region-specifics of indirect effects in regional evaluation. **Int. J. LCA**, Landsberg, v. 12, n. 6, p. 353-364, 2007.

ZANETTE, A.L. **Potencial de aproveitamento energético do biogás no Brasil**. 2009. 97f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Planejamento Energético, UFRJ/COPPE, Rio de Janeiro, 2009.

ZHANG, Z.; WILSON, F. Life-cycle assessment of a sewage-treatment plant in South-East Asia. **Water and Environment Journal**, v. 14, p. 51-56, 2000.

11 APÊNDICE A - INVENTÁRIOS DE CICLO DE VIDA UTILIZADOS E RESPECTIVOS ELEMENTOS NO BANCO DE DADOS ECOINVENT DISPONÍVEIS NO SIMAPRO

Fonte de emissão		Elemento doecoinvent		
Gases	CH ₄	-	<i>Methane</i>	
	CO	-	<i>Carbonmonoxide</i>	
	N ₂ O	-	<i>Dinitrogenmonoxide</i>	
	Nitrogênio	NO _x como NO ₂	-	<i>Nitrogenoxides</i>
			-	<i>Nitrogen</i>
			-	<i>Ammonia</i>
	SO ₂	-	<i>Sulfurdioxide</i>	
	Material particulado	-	<i>Particulates</i>	
	Calor	-	<i>Heat, waste</i>	
Efluente/lixiviado	DBO	-	<i>BOD₅, Bitological Oxygen Demand</i>	
	DQO	-	<i>COD, Chemical Oxygen Demand</i>	
	SST	-	<i>Suspendedsolids, unspecified</i>	
	SDT	-	<i>Solved Solids</i>	
	ST	-	<i>Solids, inorganic</i>	
	Nitrogênio	NT	-	<i>Nitrogen, total</i>
			-	<i>Ammonia</i>
			-	<i>Nitrogen, organicbound</i>
-			<i>Nitrate</i>	
PT	-	<i>Phosphorus, total</i>		
Energia	Eletricidade	-	<i>Electricity, medium voltage, at grid/BR U</i>	
	Combustível para operação	-	<i>Diesel, burned in building machine/GLO U</i>	
Transporte	-	-	<i>Transport, lorry 3,5-7,5t, EURO5/RER U</i>	
Biofertilizante	N	-	<i>Urea ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U</i>	
	P	-	<i>Ammonium nitrate phosphate, as P₂O₅, at regional storehouse/RER U</i>	
	K	-	<i>Potassium nitrate, as K₂O, at regional storehouse/RER U</i>	
	Cal virgem	-	<i>Quicklime, milled, packed, at plant/CH U</i>	
	Calcário	-	<i>Limestone, milled, loose, at plant/CH U</i>	

12 APÊNDICE B - INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA DOS STED UASB+SAC E UASB+FBP, INCLUINDO SUAS ROTAS DE GERENCIAMENTO DE SUBPRODUTOS: ENTRADAS E SAÍDAS QUANTIFICADAS EM FUNÇÃO DA UNIDADE FUNCIONAL 1 M³ DE ESGOTO TRATADO (CONTINUA)

			Unidade	UASB + SAC		UASB + FBP	
				<i>Flare + aterro</i>	<i>Caldeira + biofertilizante</i>	<i>Flare + aterro</i>	<i>Caldeira + biofertilizante</i>
STED	Entradas	Afluente STED	t	1,00	1,00	1,00	1,00
		Efluente STED	t	9,97x10 ⁻¹	9,97x10 ⁰	9,94x10 ⁻¹	9,94x10 ⁻¹
	Saídas	Biogás STED	t	1,54x10 ⁻⁴	1,54x10 ⁰	1,54x10 ⁻⁴	1,54x10 ⁻⁴
		Lodo STED (úmido)	t	2,70x10 ⁻³	2,70x10 ⁰	5,40x10 ⁻³	5,40x10 ⁻³
		Fuga de CH ₄ do UASB	t	2,61x10 ⁻⁵	2,61x10 ⁰	2,61x10 ⁻⁵	2,61x10 ⁻⁵
		N ₂ O do pós-tratamento	t	2,92x10 ⁻⁷	2,92x10 ⁰	2,33x10 ⁻⁷	2,33x10 ⁻⁷
		CH ₄ do pós-tratamento	t	2,91x10 ⁻⁵	2,91x10 ⁰	2,68x10 ⁻⁶	2,68 x10 ⁻⁶
Leito desecagem	Entradas	Lodo STED (úmido)	t	2.700	2.700	5.400	5.400
	Saídas	Lodo desidratado (65% de umidade)	t	1.830	1.830	3.620	3.620
<i>Flare - UASB</i>	Entradas	Biogás STED	t	1,54x10 ⁻⁴	-	1,54x10 ⁻⁴	-
	Saídas	Emissão de calor pela queima	MJ	1,60	-	1,60	-
		CH ₄ - fuga antes da queima	t	1,77x10 ⁻⁵	-	1,77x10 ⁻⁵	-
		NO _x	t	2,03 x10 ⁻⁸	-	2,03x10 ⁻⁸	-
		CO	t	2,37x10 ⁻⁸	-	2,37x10 ⁻⁸	-
		material particulado	t	7,64x10 ⁻⁹	-	7,64x10 ⁻⁹	-
		SO _x (como SO ₂)	t	2,16x10 ⁻⁷	-	4,32x10 ⁻⁷	-
Biofertilizante	Entradas	Cal virgem	t	-	3,20x10 ⁻⁴	-	6,34x10 ⁻⁴
		Diesel para operação do caleador	kWh	-	3,65x10 ⁻³	-	7,23x10 ⁻³
		Lodo 70%	t	-	1,96x10 ⁻³	-	3,88x10 ⁻³
		Distância STED - solo agrícola	km	-	40,00	-	40,00
		Transporte	tkm	-	9,12x10 ⁻²	-	1,81x10 ⁻¹
	Saídas	Calcário - condicionador de solo	t	-	3,20x10 ⁻⁴	-	6,34x10 ⁻⁴
		N - biofertilizante	t	-	1,89x10 ⁻⁵	-	3,75x10 ⁻⁵
		P ₂ O ₅ - biofertilizante	t	-	1,50x10 ⁻⁵	-	2,98x10 ⁻⁵
		K ₂ O - biofertilizante	t	-	1,21x10 ⁻⁵	-	2,39x10 ⁻⁵
		CO - queima do diesel - caleador	t	-	3,03x10 ⁻⁹	-	6,00x10 ⁻⁹
		NO _x - queima do diesel - caleador	t	-	6,58x10 ⁻⁹	-	1,30x10 ⁻⁸
	Material particulado - queima do diesel - caleador	t	-	6,58x10 ⁻¹¹	-	1,30x10 ⁻¹⁰	

			Unidade	UASB+SAC		UASB+FBP	
				<i>Flare + aterro</i>	<i>Caldeira + biofertilizante</i>	<i>Flare + aterro</i>	<i>Caldeira + biofertilizante</i>
Caldeira	Entradas	Biogás	t	-	1,54x10 ⁻⁴	-	1,54x10 ⁻⁴
	Saídas	CH ₄ - fuga antes da queima	t	-	3,53x10 ⁻⁶	-	3,53x10 ⁻⁶
		NO _x	t	-	3,65x10 ⁻⁸	-	3,65x10 ⁻⁸
		CO	t	-	4,26x10 ⁻⁸	-	4,26x10 ⁻⁸
		material particulado	t	-	1,38x10 ⁻⁸	-	1,38x10 ⁻⁸
		SO _x (como SO ₂)	t	-	2,16x10 ⁻⁷	-	4,32x10 ⁻⁷
		Emissão de calor pela queima	MJ	-	8,63x10 ⁻¹	-	8,63x10 ⁻¹
		Energia (crédito)	kWh	-	5,59x10 ⁻¹	-	5,59x10 ⁻¹
Efluente final	Entradas	Efluente tratado pelo STED	t	9,97x10 ⁻¹	9,97x10 ⁻¹	9,94x10 ⁻¹	9,94x10 ⁻¹
	Saídas	DBO	t	2,67x10 ⁻⁵	2,67x10 ⁻⁵	3,33x10 ⁻⁵	3,33x10 ⁻⁵
		DQO	t	8,00x10 ⁻⁵	8,00x10 ⁻⁵	9,33x10 ⁻⁵	9,33x10 ⁻⁵
		SST	t	9,00x10 ⁻⁶	9,00x10 ⁻⁶	2,40x10 ⁻⁵	2,40x10 ⁻⁵
		NT	t	3,73x10 ⁻⁵	3,73x10 ⁻⁵	4,27x10 ⁻⁵	4,27x10 ⁻⁵
		PT	t	4,00x10 ⁻⁶	4,00x10 ⁻⁶	5,33x10 ⁻⁶	5,33x10 ⁻⁶
Aterro sanitário	Entradas	Lodo (RSU)	t	1,83 x10 ⁻³	-	3,62x10 ⁻³	-
		Diesel para operação do aterro	kWh	7,90 x10 ⁻³	-	1,56x10 ⁻²	-
		Distância STED - Aterro	km	20	-	20	-
		Transporte	tkm	3,66 x10 ⁻²	-	7,24x10 ⁻²	-
	Saídas	Biogás para queima em flare	t	4,02 x10 ⁻⁵	-	7,96x10 ⁻⁵	-
		Biogás como fuga	t	4,02 x10 ⁻⁵	-	7,96 x10 ⁻⁵	-
		Lixiviado	t	2,18 x10 ⁻⁴	-	4,31x10 ⁻⁴	-
		CO - queima do diesel	t	6,56 x10 ⁻⁹	-	1,30x10 ⁻⁸	-
		NO _x - queima do diesel	t	1,42 x10 ⁻⁸	-	2,82x10 ⁻⁸	-
		Material particulado - queima do diesel	t	1,42 x10 ⁻¹⁰	-	2,82x10 ⁻¹⁰	-
Tratamento do lixiviado - aterro	Entradas	Lixiviado	t	2,18x10 ⁻⁴	-	4,31x10 ⁻⁴	-
	Saídas	Lixiviado (tratado)	t	2,18x10 ⁻⁴	-	4,31x10 ⁻⁴	-
		Fuga de CH ₄	t	2,51x10 ⁻⁸	-	4,97x10 ⁻⁸	-

				<i>Flare + aterro</i>	<i>Caldeira + biofertilizante</i>	<i>Flare + aterro</i>	<i>Caldeira + biofertilizante</i>
			Unidade	UASB+SAC		UASB+FBP	
Emissões atmosféricas - Fuga de biogás no aterro (50%)	Entradas	Biogás como fuga	t	4,02x10 ⁻⁵	-	7,96x10 ⁻⁵	-
	Saídas	CH ₄	t	2,21x10 ⁻⁵	-	4,38x10 ⁻⁵	-
		N ₂	t	8,05x10 ⁻⁷	-	1,59x10 ⁻⁶	-
		NH ₃	t	2,01x10 ⁻⁷	-	3,98x10 ⁻⁷	-
		CO	t	4,02x10 ⁻⁸	-	7,96x10 ⁻⁸	-
		SO ₂	t	2,01x10 ⁻⁷	-	3,98x10 ⁻⁷	-
<i>Flare - aterro</i>	Entradas	Biogás para queima em flare	t	4,02x10 ⁻⁵	-	7,96x10 ⁻⁵	-
	Saídas	CH ₄ - fuga antes da queima	t	5,03x10 ⁻⁶	-	9,96x10 ⁻⁶	-
		NO _x	t	5,77x10 ⁻⁹	-	1,14x10 ⁻⁸	-
		CO	t	6,74x10 ⁻⁹	-	1,33x10 ⁻⁸	-
		material particulado	t	2,18x10 ⁻⁹	-	4,31x10 ⁻⁹	-
		SO _x (como SO ₂)	t	1,46x10 ⁻⁷	-	2,90x10 ⁻⁷	-
Efluente final - aterro	Entradas	Lixiviado	t	2,18x10 ⁻⁴	-	4,31x10 ⁻⁴	-
	Saídas	DBO	t	6,98x10 ⁻¹¹	-	1,38x10 ⁻¹⁰	-
		DQO	t	1,67x10 ⁻¹⁰	-	3,30x10 ⁻¹⁰	-
		SST	t	3,24x10 ⁻¹¹	-	6,42x10 ⁻¹¹	-
		SDT	t	1,65x10 ⁻¹⁰	-	3,26x10 ⁻¹⁰	-
		ST	t	2,30x10 ⁻¹⁰	-	4,55x10 ⁻¹⁰	-
		N-NH ₃	t	3,70x10 ⁻¹¹	-	7,33x10 ⁻¹¹	-
		N-org	t	2,75x10 ⁻¹²	-	5,45x10 ⁻¹²	-

13 APÊNDICE C - INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA DA ETE ARRUDAS, INCLUINDO SUAS ROTAS DE GERENCIAMENTO DE SUBPRODUTOS: ENTRADAS E SAÍDAS QUANTIFICADAS EM FUNÇÃO DA UNIDADE FUNCIONAL 1 M³ DE ESGOTO TRATADO (CONTINUA)

		Unidade	Cenário Base	Cenário Cogeração	Cenário Cogeração A.T. 100%
Decantador primário	Entradas	Afluente ETE	t	1,00	1,00
		Eletricidade (decantador primário)	kWh	2,28x10 ⁻³	2,28x10 ⁻³
		Sobrenadante Adensador (90%)	t	1,78x10 ⁻²	1,78 x10 ⁻²
		Sobrenadante Digestor	t	5,34x10 ⁻³	5,34x10 ⁻³
	Saídas	Sobrenadante Centrífuga	t	8,77 x10 ⁻⁴	8,77 x10 ⁻⁴
		Lodo + espuma (decantador primário)	t	4,89x10 ⁻³	4,89x10 ⁻³
Reator aeróbio	Entradas	Efluente decantador primário	t	1,02	1,02
		Eletricidade (Reator)	kWh	1,48x10 ⁻¹	1,48 x10 ⁻¹
		Lodo Recirculado (decantador secundário)	t	7,96x10 ⁻¹	7,96x10 ⁻¹
	Saídas	Efluente Reator biológico	t	1,82	1,82
		N ₂ O	t	1,20Ex10 ⁻⁸	1,20Ex10 ⁻⁸
Decantador secundário	Entradas	Efluente Reator biológico	t	1,82	1,82
		Eletricidade (Decantador secundário)	kWh	4,01 x10 ⁻⁴	4,01 x10 ⁻⁴
	Saídas	Lodo Recirculado (decantador secundário)	t	7,96 x10 ⁻¹	7,96 x10 ⁻¹
		Lodo Excedente (decantador secundário)	t	1,96 x10 ⁻²	1,96 x10 ⁻²
		Efluente Tratado	t	1,00	1,00
Adensador	Entradas	Lodo Excedente (decantador secundário)	t	1,96 x10 ⁻²	1,96 x10 ⁻²
		Eletricidade (Adensador)	kWh	3,44 x10 ⁻⁴	3,44 x10 ⁻⁴
	Saídas	Lodo Adensado (10%)	t	1,79x10 ⁻³	1,79 x10 ⁻³
		Sobrenadante Adensador (90%)	t	1,78 x10 ⁻²	1,78 x10 ⁻²

		Unidade	Cenário Base	Cenário Cogeração	Cenário Cogeração A.T. 100%	
Digestores anaeróbios	Entradas	Lodo Adensado (10%)	t	$1,79 \times 10^{-3}$	$1,79 \times 10^{-3}$	$1,79 \times 10^{-3}$
		Lodo + espuma (decantador primário)	t	$4,89 \times 10^{-3}$	$4,89 \times 10^{-3}$	$4,89 \times 10^{-3}$
		Eletricidade (Digestores)	kWh	$1,03 \times 10^{-2}$	$1,03 \times 10^{-2}$	$1,03 \times 10^{-2}$
	Saídas	Biogás	t	6,97E-05	7,92E-05	7,92E-05
		Sobrenadante Digestor	t	$5,34 \times 10^{-3}$	$5,34 \times 10^{-3}$	$5,34 \times 10^{-3}$
		Lodo Digerido	t	$1,26 \times 10^{-3}$	$1,25 \times 10^{-3}$	$1,25 \times 10^{-3}$
Centrífuga	Entradas	Lodo Digerido	t	$1,26 \times 10^{-3}$	$1,25 \times 10^{-3}$	$1,25 \times 10^{-3}$
		Polímero	t	$2,03 \times 10^{-6}$	$2,03 \times 10^{-6}$	$2,03 \times 10^{-6}$
		Eletricidade (Centrífuga)	kWh	$1,29 \times 10^{-2}$	$1,29 \times 10^{-2}$	$1,29 \times 10^{-2}$
	Saídas	Sobrenadante Centrífuga	t	$8,77 \times 10^{-4}$	$8,74 \times 10^{-4}$	$8,74 \times 10^{-4}$
		Lodo Desidratado	t	$3,77 \times 10^{-4}$	$3,76 \times 10^{-4}$	$3,76 \times 10^{-4}$
Flare	Entradas	Biogás	t	6,97E-05	-	-
		Emissão de calor	t	$1,99 \times 10^{-1}$	-	-
	Saídas	NO _x	t	$1,22 \times 10^{-5}$	-	-
		CO	t	$1,42 \times 10^{-5}$	-	-
		SO _x como SO ₂	t	$2,67 \times 10^{-4}$	-	-
		CH ₄	t	$5,31 \times 10^{-3}$	-	-
Cogeração	Entradas	Biogás	t	-	$7,96 \times 10^{-1}$	$7,96 \times 10^{-1}$
		Calor	kWh	-	$4,65 \times 10^{-2}$	$2,63 \times 10^4$
		Eletricidade	kWh	-	$2,83 \times 10^{-2}$	$2,83 \times 10^{-2}$
	Saídas	O ₂	t	-	$1,70 \times 10^{-2}$	$1,70 \times 10^{-2}$
		NO _x	t	-	$3,26 \times 10^{-8}$	$3,26 \times 10^{-8}$
		CO	t	-	$6,40 \times 10^{-6}$	$6,40 \times 10^{-6}$
		SO _x como SO ₂	t	-	$1,43 \times 10^{-7}$	$1,43 \times 10^{-7}$
Efluente final	Entradas	Efluente tratado pelo STED	t	1,00	1,00	1,00
		DBO	t	$2,74 \times 10^{-5}$	$2,74 \times 10^{-5}$	$2,74 \times 10^{-5}$
		DQO	t	$4,66 \times 10^{-5}$	$4,66 \times 10^{-5}$	$4,66 \times 10^{-5}$
	Saídas	SST	t	$2,31 \times 10^{-5}$	$2,31 \times 10^{-5}$	$2,31 \times 10^{-5}$
		NTK	t	$5,96 \times 10^{-6}$	$5,96 \times 10^{-6}$	$5,96 \times 10^{-6}$
		PT	t	$7,46 \times 10^{-7}$	$7,46 \times 10^{-7}$	$7,46 \times 10^{-7}$

		Unidade	Cenário Base	Cenário Cogeração	Cenário Cogeração A.T. 100%	
Transporte para o aterro	Entradas	Lodo Desidratado	t	$3,77 \times 10^{-4}$	$3,76 \times 10^{-4}$	$2,17 \times 10^{-4}$
		Distância	km	$1,21 \times 10^{-4}$	$1,21 \times 10^{-4}$	$1,21 \times 10^{-4}$
		Transporte por caminhão	tkm	$1,43 \times 10^{-2}$	$1,43 \times 10^{-2}$	$8,26 \times 10^{-3}$
	Saídas	Lodo aterrado	t	$3,77 \times 10^{-4}$	$3,76 \times 10^{-4}$	$2,17 \times 10^{-4}$
Emissões atmosféricas	Entradas	Biogás que escapa para a atmosfera	t	$1,23 \times 10^{-5}$	$1,10 \times 10^{-5}$	$1,10 \times 10^{-5}$
	Saídas	CH ₄	t	$6,74 \times 10^{-6}$	$6,02 \times 10^{-6}$	$6,02 \times 10^{-6}$
		N ₂	t	$2,45 \times 10^{-7}$	$2,19 \times 10^{-7}$	$2,19 \times 10^{-7}$
		NH ₃	t	$6,13 \times 10^{-8}$	$5,48 \times 10^{-8}$	$5,48 \times 10^{-8}$
		CO	t	$1,23 \times 10^{-8}$	$1,10 \times 10^{-8}$	$1,10 \times 10^{-8}$
		SO ₂	t	$6,13 \times 10^{-8}$	$5,48 \times 10^{-8}$	$5,48 \times 10^{-8}$
Flare	Entradas	Biogás capturado para queima em flare	t	$1,23 \times 10^{-5}$	$1,10 \times 10^{-5}$	$1,10 \times 10^{-5}$
	Saídas	CH ₄	t	$1,53 \times 10^{-6}$	$1,37 \times 10^{-6}$	$1,37 \times 10^{-6}$
		NO _x	t	2,05E-03	1,57E-03	1,57E-03
		CO	t	$6,63 \times 10^{-4}$	1,83E-03	1,83E-03
		material particulado	t	$6,63 \times 10^{-4}$	$5,92 \times 10^{-4}$	$5,92 \times 10^{-4}$
		SO _x (como SO ₂)	t	$3,01 \times 10^{-2}$	$3,01 \times 10^{-2}$	$1,74 \times 10^{-2}$