



**Universidade Federal do Rio de Janeiro
Escola Politécnica & Escola de Química
Programa de Engenharia Ambiental**

Tiago Chagas de Oliveira Tourinho

**AVALIAÇÃO COMPARATIVA DO CICLO DE VIDA DE PROCESSOS DE
TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS**

RIO DE JANEIRO

2014



UFRJ

Tiago Chagas de Oliveira Tourinho

AVALIAÇÃO COMPARATIVA DO CICLO DE VIDA DE PROCESSOS DE
TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientadores: Ofélia de Queiroz Fernandes Araújo, PhD
Isaac Volschan Junior, DSc

Rio de Janeiro

2014

Tourinho, Tiago Chagas de Oliveira.

Avaliação Comparativa do Ciclo de Vida de Processos de Tratamento de Efluentes Domésticos / Tiago Chagas de Oliveira Tourinho. – 2014.

182 f.: il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2014.

Orientador (es): Ofélia de Queiroz Fernandes Araújo, PhD e Isaac Volschan Junior, DSc

1. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV); 2. Tratamento de Efluentes Domésticos; 3. Análise de Sensibilidade; 4. Variação do Método de AICV. I. Araújo, Ofélia. II. Volschan Junior, Isaac. III. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. IV. Título.

Folha de Aprovação

Tiago Chagas de Oliveira Tourinho

AVALIAÇÃO COMPARATIVA DO CICLO DE VIDA DE PROCESSOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovada em 06 de maio de 2014.

Presidente: Profa. Ofélia de Queiroz Fernandes Araújo, PhD. UFRJ

Prof. Isaac Volschan Junior, D.Sc. UFRJ

Profa. Iene Christie Figueiredo, D.Sc. UFRJ

Profa. Lídia Yokoyama, D.Sc. UFRJ

Ana Paula Santana Musse, D.Sc. Petrobras

Rio de Janeiro

2014

DEDICATÓRIA

*A minha família, por ser meu apoio, minha
motivação, minha alegria, “meu estresse” e
minha certeza da presença divina em minha
vida.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus por tudo: pela minha existência, pela minha saúde e pela presença constante em minha vida.

Agradeço a meu irmão João e à Lúcia pelo amor e carinho, principalmente nos momentos de ausência, e, a meu pai Paulo pelo apoio técnico nos momentos que precisei.

Agradeço a meus orientadores: Profa. Ofélia e Prof. Isaac, pelo incansável apoio e pela valiosa orientação.

Aos professores do Programa de Engenharia Ambiental (PEA) da Universidade Federal do Rio de Janeiro, por todo o conhecimento transmitido.

À CEDAE agradeço pela permissão e auxílio na realização do mestrado, nas pessoas do Diretor Jorge Briard; ao Gerente da GTE Miguel Cunha; à Assistente da Gerência Tereza Silva, à Chefe Alessandra Ribeiro e às Coordenadoras Valdete Gonçalves e Márcia Luiza. Agradeço a meus colegas de laboratório, em especial ao Mestre Alexandre Pereira de Souza e ao Engenheiro Átila Santana, pelas reflexões em grupo sobre tratamento, tão elucidativas quanto desafiadoras. Agradeço, também, ao Engenheiro Benito Piropo pelos sempre oportunos esclarecimentos.

À meus colegas de mestrado (Mayra, Gustavo, Francisco, Viviane, Phillippe e Nilson) pela partilha profissional e pelo companheirismo ao longo do curso.

Agradeço também, e, em especial, a Samuel Moscovitch e a Danilo Sarcinelli pelo inestimável apoio.

E ainda a todos àqueles cujos nomes não foram citados e que, de alguma maneira, contribuíram para a conclusão deste trabalho o meu Muito Obrigado!

“O desenvolvimento sustentável é o desenvolvimento que encontra as necessidades atuais sem comprometer a habilidade das futuras gerações de atender suas próprias necessidades”.

Relatório Brundtland (1987)

RESUMO

TOURINHO, Tiago Chagas de Oliveira. **Avaliação Comparativa do Ciclo de Vida de Processos de Tratamento de Efluentes Domésticos**. Rio de Janeiro, 2014. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

A dissertação analisa estações de tratamento de esgotos (ETEs) quanto ao atendimento de requisitos técnicos e ambientais, necessários para se qualificarem como sustentáveis. No apoio a processo decisório de alternativa tecnológica para ETEs, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta de gestão ambiental que pode ser aplicada, sendo estruturada e orientada pela série de normas ISO 14040. Assim, a dissertação apresenta uma avaliação comparativa de desempenho ambiental de três tecnologias de tratamento de esgotos: i) lodos ativados convencional (CASP), ii) reator UASB (UASB), e iii) reator UASB seguido de lodos ativados (UASB-TA). Nos três casos, considera-se o aproveitamento do metano gerado para a produção de eletricidade. A análise compreende: categorias de impacto mais afetadas; componentes (subprocessos) mais impactantes; o processo com menor impacto ambiental potencial; e análise de sensibilidade frente a variações operacionais e metodológicas. Analisam-se 18 categorias de impacto intermediárias, identificando-se como as mais afetadas: Toxicidade Humana, Eutrofização, Mudanças Climáticas, Ecotoxicidade Marinha, Radiação Ionizante e Depleção de Combustíveis Fósseis. O processo UASB apresenta o menor impacto ambiental potencial enquanto o processo CASP apresenta o maior. Os componentes que mais impactam negativamente categorias intermediárias são a eletricidade consumida e o transporte do lodo, enquanto a eletricidade gerada pela conversão do metano apresenta o maior impacto positivo. Observa-se que: (i) o processo UASB-TA é 57,1 % menos impactante que o processo CASP, (ii) o processo UASB é 105,8 % menos impactante que o processo CASP, e (iii) o processo UASB é 113,4% menos impactante que o processo UASB-TA. Na análise de sensibilidade, o processo UASB apresenta menor impacto ambiental potencial em 93,1% dos eventos simulados, enquanto o processo UASB-TA é menos impactante em 6,9% dos eventos.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida (ACV); Tratamento de Efluentes Domésticos; Análise de Sensibilidade; Variação do Método de AICV.

ABSTRACT

TOURINHO, Tiago Chagas de Oliveira. **Avaliação Comparativa do Ciclo de Vida de Processos de Tratamento de Efluentes Domésticos**. Rio de Janeiro, 2014. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

The dissertation investigates wastewater treatment plants (WWTPs) regarding compliance with technical and environmental requirements, necessary to be qualified as sustainable. As a support tool in deciding among technological alternatives for a WWTP, Life Cycle Assessment (LCA) is an environmental management tool, structured and guided by ISO 14040 series of standards. Hence, the dissertation presents a comparative environmental performance of three wastewater treatment technologies: i) conventional activated sludge (CASP), ii) UASB reactor (UASB), and iii) UASB reactor followed by activated sludge (UASB-TA). In all three cases, it is considered that the technologies use produced methane for electricity generation. The analysis includes: most affected impact categories; most impacting components (subprocesses); technology that presents the lowest potential environmental impact; and sensitivity analysis of the environmental performances when facing operational and methodological changes. 18 midpoint impact categories are examined, being the most affected: Human Toxicity, Eutrophication, Climate Change, Marine Ecotoxicology, Ionizing Radiation and Fossil Fuel Depletion. The UASB technology shows the minimum potential environmental impact while the CASP technology presents the greatest. The components that most negatively influenced midpoint categories are electricity consumption and sludge transport, while the electricity generated by methane conversion has the greatest positive impact. It was observed that: (i) the UASB-TA technology has 57.1 % less impact than the CASP technology, (ii) the UASB technology has 105.8 % less impact than the CASP technology, and (iii) the UASB technology has 113.4 % less impact than the UASB-TA technology. In the sensitivity analysis, the UASB technology has lower potential environmental impact in 93.1 % of the simulated events, while the UASB-TA technology is less impactful in 6.9% of the events.

Keywords: Life Cycle Assessment (LCA); Wastewater Treatment; Sensitivity Analysis; LCIA Method Variation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 2.1 – Esquema das unidades da etapa biológica do processo CASP.	9
Figura 2.2 – Desenho esquemático de um reator UASB.	11
Figura 2.3 – Esquema das unidades biológicas do processo UASB seguido de lodos ativados.	13
Figura 2.4 – Fases de uma ACV.	15
Figura 2.5 – Conceito de indicador de categoria.	17
Figura 2.6 – Esboço da relação entre os parâmetros de ICV, categorias intermediárias, indicadores de categoria e pontos finais de categoria, no método ReCiPe 2008.	26
Figura 4.1 – Esquema do processo CASP.	54
Figura 4.2 – Esboço do processo CASP dimensionado.	54
Figura 4.3 – Esquema do processo UASB.	55
Figura 4.4 – Esboço do processo UASB dimensionado.	55
Figura 4.5 – Esquema do processo UASB-TA.	56
Figura 4.6 – Esboço do processo UASB-TA dimensionado.	56
Figura 4.7 – Classificação e caracterização dos componentes estudados.	58
Figura 4.8 – Caracterização comparativa das ACVs.	60
Figura 4.9 – Avaliação comparativa de danos nos pontos finais de categoria dos três processos.	65
Figura 4.10 – Normalização comparativa das ACVs no nível intermediário (<i>Midpoints</i>).	66
Figura 4.11 – Resultados normalizados das ACVs nos pontos finais de categoria.	67
Figura 4.12 – Comparação das pontuações únicas das ACVs.	68
Figura 4.13 – Diagrama de Sankey da ACV do processo CASP.	70
Figura 4.14 – Diagrama de Sankey da ACV do processo UASB.	71
Figura 4.15 – Diagrama de Sankey da ACV do processo UASB-TA.	72
Figura 4.16 – Pontuação única das ACVs, através do método de AICV EPS 2000.	78
Figura 4.17 – Pontuação única das ACVs, através do método de AICV EDIP 2003.	79
Figura 4.18 – Pontuação única das ACVs, através do método de AICV Ecological scarcity 2006.	80
Figura 4.19 – Pontuação única das ACVs, através do método de AICV IMPACT 2002+.	81

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Valores típicos de parâmetros dos efluentes domésticos.....	5
Tabela 2.2 – Limites de parâmetros de qualidade de efluentes e qualidade média do efluente tratado.	9
Tabela 2.3 – Categorias intermediárias e seus respectivos indicadores de categoria.	27
Tabela 2.4 – Fatores de caracterização das categorias intermediárias de impacto.....	28
Tabela 2.5 – Pontos finais de categoria, indicadores e fatores de caracterização.	28
Tabela 2.6 – Exemplos de considerações nos três cenários para o mecanismo ambiental que leva às categorias intermediárias.	30
Tabela 2.7 – Exemplos de considerações nos três cenários para o mecanismo ambiental que leva aos pontos finais de categoria.	31
Tabela 3.1 – Valores de normalização e ponderação adotados no método de AICV ReCiPe Endpoint (E) versão 1.04 / World ReCiPe E/E.	39
Tabela 3.2 - Resumo dos principais resultados adotados e gerados nos dimensionamentos. ..	47
Tabela 3.3 - Resumo dos principais resultados dos dimensionamentos que alimentam o programa.	48
Tabela 3.4 – Variáveis mais relevantes do estudo, separadas por unidade de tratamento.	50
Tabela 4.1 – Componentes mais impactantes nas categorias intermediárias em cada ACV analisada.	59
Tabela 4.2 – Ranking das ACVs dos processos em cada categoria intermediária analisada. ..	61
Tabela 4.3 – Categorias intermediárias mais influenciadas em cada ACV.....	62
Tabela 4.4 - Diferença percentual de impacto entre os processos, após a ponderação.	69
Tabela 4.5 – Análise de sensibilidade variando o teor de sólidos no lodo seco centrifugado..	74
Tabela 4.6 – Análise de sensibilidade variando a produção de gás metano.....	75
Tabela 4.7 – Análise de sensibilidade variando a conversão de metano em eletricidade.	76
Tabela 4.8 – Resumo dos resultados da análise de sensibilidade variando o método de AICV.	82

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AICV	Análise de Impacto de Ciclo de Vida
AIST	<i>National Institute of Advanced Industrial Science and Technology</i>
AT	Acidificação Terrestre
CASP	Processo por lodos ativados convencional
CB	Carga Biótica
CFC	Clorofluorocarboneto
CHV	Carga Hidráulica Volumétrica
CIT	Departamento de Tecnologia Industrial
CML	<i>Centrum Milieukunde Leiden</i>
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
CTR	Centro de Tratamento de Resíduos
DAFA	Digestor Anaeróbico de Fluxo Ascendente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio de 5 dias
DCB	Diclorobenzeno
DCF	Depleção de Combustíveis Fósseis
DDT	Diclorodifeniltricloroetano
DE	Danos à Diversidade do Ecossistema
DALY	<i>Disability Adjusted Life Years</i>
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DH	Depleção Hídrica
DR	Danos à Disponibilidade de Recursos
DRM	Depleção de Recursos Minerais
E	Igualitário
EAD	Eutrofização na Água Doce
EC	<i>European Commission</i>
EDIP	<i>Environmental Design of Industrial Product</i>
EEA	<i>European Environment Agency</i>
EI99	Eco Indicador 99
ELU	<i>Environmental Load Unit</i>
EM	Eutrofização Marinha
EPD	Declaração Ambiental de Produto
EPFL	<i>Swiss Federal Institute of Technology - Lausanne</i>
EPS	<i>Environmental Priority Strategies in product design</i>
ETD	Ecotoxicidade da Água Doce
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
ETH ZURICH	<i>Eidgenössische Technische Hochschule Zürich</i>
ETM	Ecotoxicidade Marinha
ETT	Ecotoxicidade Terrestre
FMP	Formação de Material Particulado
FOF	Formação de Oxidantes Fotoquímicos

GaBi	<i>Ganzheitlichen Bilanzierung</i>
H	Hierárquico
HPA	Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos
HT	Horizonte de tempo
I	Individualista
IARC	<i>International Agency for Research on Cancer</i>
ICV	Inventário de Ciclo de Vida
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
IES	<i>Institute for Environment and Sustainability</i>
IFEU	<i>Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg</i>
IFU	<i>Institut für Umweltinformatik Hamburg</i>
IHI	<i>Ishikawajima-Harima Heavy Industries Co., Ltd.</i>
IKP	<i>Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde</i>
IPCC	<i>International Panel on Climate Change</i>
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
IVL	<i>Swedish Environmental Research Institute</i>
JRC	<i>Joint Research Centre</i>
LCA	<i>Life Cycle Assessment</i>
LIME	<i>Japanese developed Life Cycle Assessment Method based on Endpoint Modeling</i>
MC	Mudanças Climáticas
MCI	Aumento do Custo Marginal
N	Nitrogênio
NIRE	<i>National Institute for Resource and Environment</i>
NMVOC	<i>Non-Methane Volatile Organic Compounds</i>
OSU	Ocupação de Solo Urbano
OTA	Ocupação de Terra Agrícola
P	Fósforo
PDF	Fração de Espécie Potencialmente Desaparecida
PEC	Concentração Ambiental Prevista
pH	Potencial Hidrogeniônico
PM	<i>Particulate Matter</i>
PNEC	Concentração para a qual Não se Prevê a Ocorrência de um Efeito
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
RAFA	Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente
RCO	Redução da Camada de Ozônio
RI	Radiação Ionizante
RISS	<i>Research Institute of Science for Safety and Sustainability</i>
RJ	Rio de Janeiro
RNFT	Resíduos Não Filtráveis Totais
SH	Danos à Saúde Humana
SOV	Substâncias Orgânicas Voláteis
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSTA	Sólidos Suspensos no Tanque de Aeração
SSTR	Sólidos Suspensos Totais no retorno de Lodo

SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SSVRL	Concentração de SSV no Retorno de Lodo
SSVTA	Sólidos Suspensos Voláteis no Tanque de Aeração
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TA	Tanque de Aeração
TAN	Transformação de Área Natural
TD	Dose tóxica média
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TDL	Tempo de Detenção do Lodo
TH	Toxicidade Humana
TS	Teor de Sólidos
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UASB-TA	Processo por reator UASB seguido de Tanque de Aeração
UBP	<i>Environmental Loading Points</i>
UF	Unidade Funcional
YLD	<i>Years Lived with Disability</i>
YLL	<i>Years of Life Lost</i>

LISTA DE SÍMBOLOS

α	Inclinação da Aba do Compartimento de Decantação em Relação à Horizontal
a'	Fração da Matéria Removida que é Usada para Energia
A/M	Relação Alimento Microrganismo
A	Área da Base
A_{ab}	Área Total das Aberturas
A_{dec}	Área Total ao Longo da Profundidade do Decantador
A_{dec1}	Área Triangular Compreendida entre as Paredes Inclinações do Decantador
A_{dec2}	Área Retangular Compreendida entre as Áreas Triangulares
A_{dec3}	Área Retangular Compreendida entre as Paredes Verticais do Decantador
A_i	Área Total de Coletores de Gases, Junto à Interface Líquido-Gás
A_{rTotal}	Área Real Total
A_{sep}	Área Superficial Total dos Separadores Trifásicos
A_{TD}	Área Total de Decantação
A_{tdec}	Área Total dos Decantadores
A_{tUnit}	Área Teórica Unitária
A_{Unit}	Área Real de cada Módulo
b'	Quantidade de Oxigênio Utilizado por Dia (em kg) por kg de Lodo no Tanque de Aeração, para a Fase de Respiração Endógena
C_a	Carga Orgânica
C_{ab-s-l}	Comprimento de cada Abertura Simples, ao Longo da Largura do Reator
$C_{adefSSV}$	Carga Diária de Sólidos Suspensos Voláteis que Vai para o Digestor
C_{adSST}	Carga Diária de Sólidos Suspensos Capturados no Adensador
C_{adSSV}	Carga Mássica Volátil Afluente no Adensador
Cap_{des}	Capacidade de Desidratação da Centrífuga
Cap_{sol}	Captura de Sólidos
Cap_T	Capacidade de Transporte do Veículo
$C_{centSST}$	Carga Mássica de SST Afluente à Centrífuga
C_{CH_4}	Concentração de Metano no Biogás
C_{dec}	Comprimento Considerado de cada Decantador
C_{digSSF}	Carga Mássica de SSF no Lodo Digerido
C_{digSST}	Carga Mássica de SST no Lodo Digerido
C_{digSSV}	Carga Mássica de SSV no Lodo Digerido
$C_{eqab-s-c}$	Comprimento Equivalente de Aberturas Simples
$C_{eqab-s-l}$	Comprimento Equivalente de Aberturas Simples, ao Longo da Largura do Reator
C_g	Comprimento de Cada Coletor
$CHVt$	Carga Hidráulica Volumétrica Teórica
C_{lodo}	Concentração do Lodo
C_m	Carga Mássica
$C_{mDQO_{Aflu}}$	Carga Mássica de DQO Afluente Diária
$C_{mN_{eflu}}$	Carga Mássica de Nitrogênio no Efluente
$C_{mP_{eflu}}$	Carga Mássica de Fósforo no Efluente
C_{mLodo}	Carga Mássica de Lodo Gerado
C_{mST}	Carga Mássica de Sólidos Totais na Torta

C_v	Carga Orgânica Volumétrica
Δs	Distância Percorrida
DBO_{5Tot}	DBO Gerada em 25 anos de Funcionamento do Processo
DBO_{aflu}	DBO no Esgoto Afluente
DBO_{eflu}	DBO no Esgoto Efluente
DBO_{eflu}	Concentração de DBO no Efluente do Reator
$DBO_{eflu_{prim}}$	DBO no Efluente Primário
Db_{tkm}	Desempenho Bruto da Tonelada por Quilômetro
DQO_{aflu}	Concentração de DQO Afluente
DQO_{CH_4}	Carga de DQO Convertida em Metano por Dia
DQO_{eflu}	Concentração de DQO no Efluente do Reator
e	Espessura da Parede do Coletor
E_{DQO}	Eficiência de Remoção de DQO
E_{DBO}	Eficiência de Remoção de DBO
$f(T)$	Fator de Correção para a Temperatura Operacional do Reator
h	Altura
h_1	Altura da Aba Inclinada do Compartimento de Decantação
h_2	Altura da Aba Vertical do Compartimento de Decantação
kd	Fração de Respiração Endógena
K_{DQO}	DQO Correspondente a 1 Mol de CH_4
K_g	Taxa de Liberação de Biogás
l	Espessura
L	Comprimento
L_{aba}	Largura da Aba Inclinada do Compartimento de Decantação
l_c	Largura do Coletor de Gás Adjacente
L_{dec}	Largura Útil de Cada Compartimento de Decantação
L_g	Largura Externa de Cada Coletor de Gás
L_i	Largura Adotada para Cada Coletor de Gás, Junto à Interface Líquido-Gás
$Lodo_{Tot}$	Massa de Lodo Gerado Durante o Período
l_{sp}	Espessura da Parede do Separador Trifásico
Mad_{aflu}	Carga Mássica Afluente ao Adensador
$M_{conc_{Tot}}$	Massa Total de Concreto Utilizado para a Construção das Unidades do Processo de Tratamento
Met_{Tot}	Produção de Metano no Período
$M_{lodo_{prim}}$	Carga Mássica de Lodo Removida no Decantador Primário
MO_2	Massa Real de Oxigênio Necessário
M_{TO_2}	Massa Teórica de Oxigênio Necessário
N	Massa Real de Oxigênio Transferido na Unidade de Tempo
N_{25}	Número de Dias Contidos em 25 anos
N_{ab-d-l}	Número de Aberturas Duplas, ao Longo da Largura do Reator
N_{ab-s-c}	Número de Aberturas simples, ao Longo do Comprimento do Reator
N_{ab-s-l}	Número de Aberturas simples, ao Longo da Largura do Reator
N_{ad}	Número de Aberturas Duplas por Reator
n_{con}	Número de Compartimentos de Decantação para o Reator
N_{dec}	Número Total de Compartimentos de Decantação
Neq_{ab-s-l}	Número Equivalente de Aberturas Simples, ao Longo da Largura do Reator

$N_{gás}$	Número de Coletores de Gases
n_L	Número de Paredes Longitudinais do Reator
N_o	Capacidade Teórica de Transferência de Oxigênio
N_{Tot}	Massa de Nitrogênio Gerada em 25 anos de Funcionamento do Processo
N_r	Número de Reatores UASB
n_v	Número de Viagens Realizadas no Período
n_w'	Número de Paredes Laterais do Reator
π	Pi
ρ_1	Densidade do Lodo Primário
ρ_2	Densidade do Lodo Secundário
ρ_{conc}	Densidade do Concreto
ρ_s	Densidade do Lodo Seco
P	Pressão Atmosférica
P_a	Potência dos Aeradores
Par_{UF}	Valor do Parâmetro Analisado em Função da Unidade Funcional
P_c	Potência da Centrífuga
PL	Produção de Lodo
P_{lodo}	Produção de Sólidos no Sistema
$Pot_{con.}$	Potência Consumida pelo Processo
Pot_{Ger}	Potência Gerada pela Conversão do Metano Produzido
P_{SSV}	Produção de Lodo em Termos de SSV
P_{Tot}	Massa de Fósforo Gerada em 25 anos de Funcionamento do Processo
$P_{tot\ eflu}$	Concentração de Fósforo Total Efluente
P/V	Densidade de Potência
Q	Vazão Afluente
$Q_{ad\ aflu}$	Vazão Afluente ao Adensador
$Q_{biogás}$	Produção Volumétrica de Biogás
Q_{dil}	Vazão de Diluição
Q_f	Vazão de Lodo Desaguado
Q_{CH_4}	Produção Volumétrica de Metano
$Q_{lodo\ adens.}$	Vazão de Lodo Adensado Efluente
$Q_{lodo\ prim.}$	Vazão de Produção de Lodo Primário
Q_{met}	Vazão de Metano Produzido
$Q_{met\ Máx}$	Vazão Máxima de Metano Produzido
$Q_{met\ Mín}$	Vazão Mínima de Metano Produzido
q_{S-dec}	Taxa de Aplicação Superficial no Compartimento de Decantação
r	raio
R	Constante dos Gases
$Rel_{SSV/SST}$	Relação SSV/SST
Rem_{DBO}	Carga Mássica de Remoção de DBO no Lodo Primário
Rem_{SSV}	Carga Mássica de Remoção de SSV no lodo primário
R_r	Relação de Recirculação de Lodo
$\sum_{Vol\ U.}$	Somatório dos Volumes de Concreto Utilizados em cada Unidade
S	Concentração de DQO ou DBO Efluente
S_o	Concentração de DQO ou DBO Afluente
$SST\ aflu$	Concentração de SST no Esgoto Afluente

$SST_{\text{eflu}_{\text{prim.}}}$	Concentração de SST no Efluente Primário
SSV/SST	Relação entre SSVTA e SSTA
S_{tri}	Número de Separadores Trifásicos
T	Temperatura Operacional do Reator
t_{dec}	TDH nos Decantadores
TDL_{TP}	Tempo de Detenção do Lodo no Tanque Pulmão
$TDHt$	Tempo de Detenção Hidráulico Teórico
Tkm_{Tot}	Desempenho Bruto Total da Tonelada por Quilômetro no Período
T_{op}	Período Diário de Operação da Centrífuga
T_X	Taxa de Aplicação Superficial do Decantador Primário
T_{X_H}	Taxa de Aplicação Hidráulica Efetiva
T_{X_S}	Taxa de Aplicação de Sólidos
θ_c	Idade do Lodo
V	Volume da Unidade
v	Velocidade Ascensional
v_{ab}	Velocidade Através das Aberturas
V_{Base}	Volume de Concreto Necessário para a Base da Unidade
$V_{\text{Biogás}}$	Volume de Biogás Produzido
V_d	Volume Útil Total do Digestor
V_{dec}	Volume Total dos Decantadores
$V_{e_{\text{Tot}}}$	Volume de Esgoto Tratado em 25 anos
V_L	Volume dos Comprimentos
V_{Laterais}	Volume de Concreto Necessário para as Laterais da Unidade
V_{lodo}	Produção Volumétrica de Lodo
V_{sep}	Volume de Concreto Necessário para o Separador Trifásico
$V_{\text{T.A.}}$	Volume do Tanque de Aeração
V_{Topo}	Volume de Concreto Necessário para o Topo da Unidade
V_{Total}	Volume Total de Concreto Necessário para a Unidade
V_{TP}	Volume do Tanque Pulmão
$V_{t_{\text{UASB}}}$	Volume Teórico Total dos Reatores UASB
V_{Unit}	Volume Unitário de cada Reator UASB
V_{UASB}	Volume Total dos Reatores UASB
$V_{w'}$	Volume das Larguras
W	Vazão de Descarte de Lodo
w'	Largura
Y_1	Massa Específica do Lodo Primário
Y_2	Massa Específica do Lodo Secundário
Y_a	Massa Específica do Lodo Anaeróbico
Y	Coefficiente de Sólidos no Sistema
Y_{obs}	Coefficiente de Produção de Sólidos/Biomassa

SUMÁRIO

LISTA DE ILUSTRAÇÕES	viii
LISTA DE TABELAS	ix
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	x
LISTA DE SÍMBOLOS	xiii
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Objetivos da Pesquisa	3
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	5
2.1 Tratamento de Efluentes	5
2.1.1 Processo de Lodos Ativados Convencional.....	8
2.1.2 Processo por Reator UASB	10
2.1.3 Processo por Reator UASB seguido de Lodos Ativados.....	12
2.2 Avaliação do Ciclo de Vida	13
2.2.1 Métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV).....	22
2.2.2 Utilização de Programas Computacionais como Ferramentas de ACV	33
3 METODOLOGIA	38
3.1 Método de AICV e Ferramenta Computacional Utilizados.....	38
3.2 Geração de Dados de Entrada	39
3.2.1 Premissas Comuns aos Três Sistemas	41
3.2.2 Premissas Comuns aos Processos CASP e UASB-TA.....	42
3.2.3 Premissas do Processo CASP	43
3.2.4 Premissas Comuns aos Processos UASB e UASB-TA.....	44
3.2.5 Premissas do Processo UASB-TA.....	46
3.2.6 Dados Gerados.....	46
3.3 Análise de ICV.....	48
3.4 Componentes (subprocessos) principais da ACV aplicados à tecnologia de tratamento dos esgotos.....	49
3.5 Análise de Sensibilidade	49
3.5.1 Cenários Técnicos Perturbados	51
4 RESULTADOS	53
4.1 Enquadramento do Objeto da ACV de acordo com a Metodologia Normalizada pela ISO 14040.....	53
4.1.1 Sistema de Produto	53

4.1.2	Função, Unidade Funcional e Fluxo de Referência.....	53
4.1.3	Fronteira do Sistema.....	53
4.1.4	Comparação entre Sistemas.....	56
4.2	Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida e Interpretação do Ciclo de Vida	57
4.2.1	Avaliação do Grau de Importância dos Principais Componentes das ACVs em relação às diferentes “Categorias Intermediárias” (Classificação e Caracterização).....	57
4.2.2	Avaliação de Dano, Normalização e Ponderação.....	63
4.2.3	Considerações sobre os Processos	73
4.2.4	Limitações da AICV	74
4.3	Análise de Sensibilidade	74
4.3.1	Influência do Teor de Sólidos (TS) no Lodo Seco Centrifugado	74
4.3.2	Influência da Produção de Gás Metano nos Resultados.....	75
4.3.3	Influência da Conversão de Metano em Eletricidade	76
4.3.4	Influência do Método de AICV nos Resultados	76
4.3.5	Resultados e Discussão Comparativos	82
5	CONCLUSÕES.....	84
	REFERÊNCIAS	86
	APÊNDICE A – Dados dos componentes (subprocessos).....	94
	APÊNDICE B – Cálculos de dimensionamento do Processo CASP	104
	APÊNDICE C – Cálculos de dimensionamento do Processo UASB.....	127
	APÊNDICE D – Cálculos de dimensionamento do Processo UASB seguido de Tanque de Aeração.....	144
	APÊNDICE E – Valores da classificação e caracterização dos componentes nos processos utilizando o metano	150
	APÊNDICE F – Contribuição percentual de impacto dos componentes, por categoria intermediária no processo.....	151
	APÊNDICE G – Valores da classificação e caracterização das ACVs dos três processos	152
	APÊNDICE H – Valores da avaliação de danos nos pontos finais de categoria dos três processos.....	153
	APÊNDICE I – Normalização das ACVs dos três processos aproveitando o metano.....	154
	APÊNDICE J – Pontuação única das ACVs dos três processos aproveitando o metano.....	155
	APÊNDICE K – Tabelas dos resultados da análise de sensibilidade.....	156

1 INTRODUÇÃO

Recentemente, a sociedade moderna se tornou mais preocupada com assuntos como a depleção de recursos naturais e os impactos ambientais de suas atividades (KALAKUL *et alii*, 2014). Muitas indústrias e empresas têm prestado mais atenção às atividades que afetam o meio ambiente, indicando que a análise ambiental se tornou um fator importante para a busca por tecnologias mais sustentáveis.

O tratamento de esgotos, uma tecnologia de fim-de-tubo, ou "*end-of-pipe*", deve estar de acordo com requisitos econômicos, sociais e ambientais para que seja considerada sustentável (BALKEMA *et alii*, 2002, *apud* RODRIGUEZ-GARCIA *et alii*, 2011). Estes três pilares devem estar associados ao aspecto técnico, o qual é fundamental para o processo de seleção da melhor tecnologia de tratamento para uma estação de tratamento de esgotos (ETE) específica (HØIBYE *et alii*, 2008).

Existem diversos métodos de tratamento de efluentes, os quais se diferenciam de acordo com os processos – i) físicos, ii) químicos, e iii) biológicos; nos níveis: i) preliminar, ii) primário, iii) secundário, e iv) terciário; no consumo e/ou produção de energia (VON SPERLING, 2005a), dentre outros aspectos.

Apesar de existirem diversas formas de tratamento de efluentes domésticos, duas delas merecem especial atenção: o processo por lodos ativados e o processo por reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Enquanto o primeiro é o método biológico mais aplicado (GERNAEY *et alii*, 2004), bastante utilizado mundialmente (VON SPERLING, 2005a; KASSAB *et alii*, 2010) e, em geral, em grandes núcleos populacionais (ORTIZ *et alii*, 2007), o segundo é reconhecido como um dos métodos que causam menos danos ao ambiente (mais ambientalmente “amigável”) para tratamento de águas residuárias urbanas em países tropicais (NAIR & AHAMMED, 2013), havendo mais de 1000 unidades instaladas no mundo (TIWARI *et alii*, 2006 *apud* CHONG *et alii*, 2012). Os reatores UASB são encontrados no Brasil, principalmente nos estados: Paraná, Minas Gerais, São Paulo e no Distrito Federal (MIKI, 2010).

O reator UASB, exclusivamente, não consegue liberar um efluente em conformidade com a legislação vigente, sendo sua combinação ao processo de lodos ativados uma alternativa para o atendimento a esta solicitação. Desta forma, tanto esta combinação, quanto o processo por lodos ativados convencional permitem o lançamento de seus efluentes no

corpo d'água em conformidade com as concentrações máximas estabelecidas legalmente (VON SPERLING, 2005a).

Contudo, a seleção do processo a ser projetado e implantado em uma ETE se dará através de diferentes fatores. De acordo com Tsagarakis *et alii* (2003), quando se seleciona um sistema para tratar um esgoto municipal, todos os processos de tratamento são, teoricamente, competitivos a princípio. Para se determinar a melhor opção, três aspectos principais devem ser analisados: a qualidade desejada do efluente; a observação de aspectos restritivos à aplicabilidade de alguns processos, como econômicos, institucionais e políticos, ambientais, disponibilidade de área, entre outros; e por fim, deve-se realizar uma análise de rentabilidade para se determinar a melhor solução do ponto de vista econômico.

Apesar de a seleção apresentar múltiplos critérios, o fator técnico-econômico invariavelmente prevalece na escolha de um processo, sendo um dos motivos a complexidade de se analisar o aspecto ambiental. Esta complexidade, aliada à necessidade de promover a sustentabilidade de processos e à crescente preocupação com os impactos das atividades industrial e comercial humanas, estimulou a implementação de ferramentas de gestão para auxílio na tomada de decisões gerenciais, logísticas e processuais, sendo uma dessas ferramentas a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que pode ser aplicável a produtos, serviços e diferentes processos (ABNT, 2009a). Neste âmbito, a ACV se apresenta como uma ferramenta de gestão ambiental que incluiria a consideração de novos quesitos ambientais, além dos que são normalmente considerados, no processo decisório.

A ACV quantifica e avalia os aspectos ambientais e seus impactos potenciais, associados ao ciclo de vida de um serviço, processo, atividade ou produto (EC, JRC & IES, 2010a). Seu estudo compreende quatro fases: definição de objetivo e escopo; análise de inventário; avaliação de impacto; e interpretação (ABNT, 2009a).

Nas últimas três décadas, a ACV tem se desenvolvido rapidamente como uma ferramenta de análise de sustentabilidade ambiental, sendo seu uso encorajado por diversos governos e crescendo em aplicação, extensão e profundidade (GUINÉE *et alii*, 2011). Esta ferramenta é aplicada aos estudos de tratamento de águas residuárias (esgotos) há 17 anos (COROMINAS *et alii*, 2013) e é um campo de grande importância, pois não apenas a capacidade de tratamento dos diferentes processos de tratamento de efluentes deve ser comprovada, mas também o desempenho ambiental destes deve ser mensurado sob um ponto de vista holístico (HOSPIDO *et alii*, 2012). Apenas desta forma a tecnologia selecionada será factível em uma perspectiva tecnológica e ambiental.

Devido à grande quantidade de dados que devem ser considerados, armazenados e processados em uma ACV, foram desenvolvidos diversos programas computacionais para auxiliar na sua realização. Alguns exemplos de programas desenvolvidos são: Umberto, GaBi e SimaPro. Uma importante utilização destes programas é na terceira fase da ACV, a avaliação de impacto, que visa ao entendimento e à avaliação da magnitude e significância destes impactos potenciais.

Para se calcular o impacto, são utilizados métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) (GOEDKOOOP *et alii*, 2008). Os métodos de AICV auxiliam na modelagem dos efeitos dos aspectos ambientais no objeto de estudo, sugerindo categorias de impacto que serão afetadas (exemplo: mudanças climáticas, eutrofização, depleção de recursos, danos à saúde humana, etc.) e quantificando estes efeitos.

Existem diversos métodos de AICV que já foram desenvolvidos mundialmente, como por exemplo: Eco-indicador 99 (Holanda), CML (Holanda), EPS 2000 (Suécia), EDIP 2003 (Dinamarca), IMPACT 2002+ (Suíça), BEES (EUA), LIME (Japão), etc. Um método de AICV que tem grande potencial de vir a ser amplamente utilizado é o ReCiPe 2008. Este foi construído baseando-se em dois outros métodos: o CML e o Eco-indicador 99, e representa o estado da arte relacionado à AICV na Holanda (GOEDKOOOP *et alii*, 2013).

Para a verificação da confiabilidade dos resultados dos indicadores propostos pela AICV, pode ser realizada uma análise de qualidade dos dados. Uma das técnicas desta análise é a análise de sensibilidade, que mensura a variação de impacto ambiental frente a modificações processuais no tratamento, ao se alterar dados ou escolhas metodológicas. A análise de sensibilidade auxilia na verificação da relevância de uma oportunidade de melhoria do processo, como, por exemplo, variações operacionais e de projeto.

1.1 Objetivos da Pesquisa

Esta dissertação apresenta uma análise de desempenho ambiental de tecnologias de tratamento de esgotos, buscando promover a ACV como ferramenta de tomada de decisão para a seleção de processos. O objetivo geral é a realização de uma avaliação comparativa de ciclo de vida de três processos de tratamento de esgotos baseados nas seguintes tecnologias: i) lodos ativados convencional, ii) reator UASB, e iii) reator UASB seguido de lodos ativados. Como método principal de avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV), adotou-se o ReCiPe 2008 (GOEDKOOOP *et alii*, 2013).

A pesquisa tem como objetivos específicos:

- a) enquadrar os objetos da ACV (as tecnologias de tratamento de esgotos) de acordo com a metodologia normatizada pela ISO 14040;
- b) identificar as categorias de impacto mais afetadas em cada um dos processos de tratamento e os componentes (subprocessos) mais impactantes em cada ACV, além de indicar o processo mais ambientalmente adequado de acordo com as categorias de impacto as serem preservadas;
- c) avaliar o processo menos impactante de forma geral e realizar uma análise de sensibilidade do desempenho ambiental dos processos frente a: i) variações operacionais, visando identificar a robustez do resultado e as premissas mais relevantes e que poderiam, portanto, ser refinadas, e ii) alteração do método de AICV, visando identificar a robustez do resultado.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Tratamento de Efluentes

Os efluentes domésticos são águas residuárias caracterizadas por conter uma grande quantidade de material orgânico, responsável por significativa depleção de oxigênio nos cursos d'água, contribuição de sólidos, organismos patogênicos e nutrientes que podem causar eutrofização (JORDÃO & PESSÔA, 2011). Uma caracterização de referência desses efluentes é apresentada na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 – Valores típicos de parâmetros dos efluentes domésticos.

Parâmetro	Unidade	Concentração			
		VON SPERLING ⁽¹⁾		VAZOLLÉR ⁽²⁾	JORDÃO & PESSÔA ⁽³⁾
		Faixa	Típico	Faixa	Esgoto Médio
Sólidos totais	mg/L	700 – 1350	1100		730
· Sólidos em suspensão	mg/L	200 – 450	350	40 – 190	230
· Sólidos dissolvidos	mg/L	500 – 900	700		500
· Sólidos sedimentáveis	mL/L	10 – 20	15		10
DBO ₅ (Matéria orgânica)	mgO ₂ /L	250 – 400	300	110 – 310	200
DQO	mgO ₂ /L			300 – 660	400
Nitrogênio total (N _{Tot})	mgN/L	35 – 60	45		40
· Nitrogênio orgânico	mgN/L	15 – 25	20		20
· Amônia	mgNH ₃ -N/L	20 – 35	25		20
· Kjeldahl	mg N/L	35 – 60	45	16 – 37	40
· Nitrito	mgNO ₂ ⁻ -N/L	≈ 0	≈ 0		0,05
· Nitrato	mgNO ₃ ⁻ -N/L	0 – 2	≈ 0		0,2
Fósforo (P)	mgP/L	4 – 15	7	2,5 – 7,0	10
pH	-	6,7 – 8,0	7,0		
Alcalinidade	mgCaCO ₃ /L	100 – 250	200		
Metais pesados	mg/L	traços	traços		
Compostos orgânicos tóxicos	mg/L	traços	traços		

⁽¹⁾VON SPERLING (2005a); ⁽²⁾VAZOLLÉR (1989); e ⁽³⁾JORDÃO & PESSÔA (2011).

De acordo com Von Sperling (2005a) e JORDÃO & PESSÔA (2011), a importância destes diferentes parâmetros pode ser elencada:

- DBO₅ (demanda bioquímica de oxigênio) – representa a matéria orgânica degradada biologicamente em 5 dias na temperatura de 20°C. É importante na

medição do oxigênio dissolvido na água que será consumido pelos organismos decompositores presentes na mesma;

- b) DQO (demanda química de oxigênio) – corresponde à quantidade de oxigênio necessário para oxidar a fração orgânica de uma amostra oxidável pelo KMnO_4 ou $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ em solução ácida. É o somatório das frações biodegradável e não-biodegradável da matéria orgânica;
- c) Sólidos totais – compreende diferentes classificações, sendo as principais preocupações com esse parâmetro relacionadas ao assoreamento do leito do corpo d'água e ao consumo de oxigênio dissolvido devido à DBO em sua constituição;
- d) alcalinidade – é a quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os cátions de H^+ , indicando a capacidade da água de neutralizar os ácidos;
- e) pH (potencial hidrogeniônico) – representa a concentração de íons H^+ , dando uma indicação sobre a condição de acidez, alcalinidade ou neutralidade do corpo hídrico;
- f) nitrogênio – pode ser encontrado em diferentes formas. Na forma de nitrato, este elemento está associado a doenças e à eutrofização dos corpos hídricos. Na forma de amônia, há o consumo de O_2 do meio para oxidação, além de ser tóxica aos peixes e, assim como na forma orgânica, pode indicar poluição recente;
- g) fósforo – quando este elemento se encontra em altas concentrações, pode conduzir à eutrofização;
- h) metais pesados – muitos são tóxicos. Vários destes metais se concentram na cadeia alimentar, resultando em biomagnificação trófica, trazendo problemas fisiológicos para diversos organismos;
- i) compostos orgânicos tóxicos – compostos resistentes à degradação biológica, que se acumulam em determinado ponto do ciclo biogeoquímico. Dentre eles destacam-se defensivos agrícolas, alguns detergentes e um grande número de produtos químicos.

Um sistema de esgotamento sanitário tende a encaminhar seus efluentes, direta ou indiretamente, para corpos d'água receptores. A capacidade receptora destas águas e a sua finalidade são os principais fatores que estabelecem o grau de tratamento a que deverá ser submetido o efluente doméstico, de forma que o corpo d'água receptor não sofra alterações nos parâmetros de qualidade fixados para a região afetada pelo lançamento (JORDÃO & PESSÔA, 2011). Portanto, o tratamento de efluentes deve respeitar o grau de remoção estabelecido pela legislação vigente, para o curso d'água em questão. No caso do Estado do

Rio de Janeiro, o arcabouço regulatório é composto por: Resolução CONAMA 357/2005; Resolução CONAMA 430/2011; NT-202. R-10/1986 e DZ-215. R-4/2007.

Os processos de tratamento são formados por uma série de operações unitárias, empregadas para a remoção de substâncias indesejáveis, ou para a transformação destas substâncias em outras de forma aceitável (JORDÃO & PESSÔA, 2011). Existem diversos métodos de tratamento, os quais dependem do tipo de efluente a ser tratado e do grau de tratamento desejado (VON SPERLING, 2005a). Em geral, estes efluentes são tratados nas ETEs.

De acordo com Rodriguez-Garcia *et alii* (2011), o objetivo de uma ETE é evitar poluição. Jordão & Pessôa (2011) mencionam que a implantação de ETEs tem como objetivos principais a melhoria no aspecto estético dos corpos receptores, a proteção da saúde pública, controle da demanda carbonácea de oxigênio buscando a manutenção e a melhoria dos níveis de oxigênio dissolvido nos corpos d'água, o controle de nutrientes lançados nos corpos d'água (fósforo e nitrogênio), o controle de substâncias tóxicas e compostos refratários, e a preservação de condições ambientais adequadas no entorno das ETEs, em particular em relação a controle de odor. Adicione-se aos objetivos das ETEs a transformação de resíduos em lodos estabilizados e seu adequado gerenciamento e disposição final (ORTIZ *et alii*, 2007; NAVARRO, 2006), visto que esta última pode contribuir significativamente para o custo operacional total (GANDER *et alii*, 2000).

De acordo com Von Sperling (2005a), o tratamento dos esgotos é usualmente classificado nos seguintes níveis: preliminar; primário; secundário; e terciário (sendo este mais raro) e, em geral, seguem esta ordem de tratamento. O tratamento preliminar objetiva a remoção de sólidos grosseiros e areia. O tratamento primário visa à remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuantes (parte da matéria orgânica é removida nesta etapa), e em geral é realizado em tanques de decantação (decantadores primários) ou em tanques sépticos.

No tratamento secundário, predominam as atividades biológicas e seu objetivo é, principalmente, a remoção de matéria orgânica nas formas dissolvida e em suspensão e, eventualmente, nutrientes como nitrogênio e fósforo (VON SPERLING, 2005a). Na presença de oxigênio em quantidade suficiente, ocorre a respiração aeróbia, onde os microrganismos convertem a matéria orgânica em gás carbônico, água e material celular. Em condições anaeróbicas tem-se, também, a produção de metano. O tratamento secundário inclui o tratamento preliminar, mas não exige, necessariamente, ser antecedido por um tratamento

primário. Alguns dos tratamentos secundários mais comuns são lodos ativados (FERON *et alii*, 2009) e reatores anaeróbios.

Por fim, o tratamento terciário objetiva a remoção de poluentes específicos (geralmente compostos tóxicos ou recalcitrantes) ou a remoção complementar de alguns poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário, como patógenos e sólidos em suspensão remanescentes (VON SPERLING, 2005a).

2.1.1 Processo de Lodos Ativados Convencional

Lodo ativado é o floco produzido pelo crescimento de bactérias zoogleias ou outros organismos em um esgoto bruto ou decantado, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentrações suficientes graças a um processo de retorno de lodo previamente formado (JORDÃO & PESSÔA, 2011). No processo de lodos ativados convencional (CASP, acrônimo de *Conventional Activated Sludge Process*), a suspensão de biomassa bacteriana é responsável pela remoção de poluentes (DEZOTTI *et alii*, 2011), e, dependendo do projeto e aplicação específica, a ETE pode alcançar remoção biológica de fósforo e nitrogênio, além de substâncias carbonáceas (GERNAEY *et alii*, 2004).

No que se refere ao tratamento secundário, o processo de lodos ativados é bastante utilizado mundialmente para tratamento de efluentes domésticos (KASSAB *et alii*, 2010) e é o método biológico de tratamento de efluentes mais aplicado (GERNAEY *et alii*, 2004). Em geral, ele é utilizado em grandes núcleos populacionais.

Como vantagens, o processo CASP pode alcançar uma elevada qualidade do efluente (Tabela 2.2), requer baixa área, possui alta flexibilidade operacional, alta resistência à variação de vazão e cargas tóxicas, independência satisfatória a condições climáticas e nitrificação consistente. Contudo, o nível energético de produção de lodo e de mecanização é mais elevado, assim como o custo de construção e operação (CHONG *et alii*, 2012), havendo ainda a necessidade de completo controle de laboratório (JORDÃO & PESSÔA, 2011). Além disso, pode haver problemas de intumescimento de lodo, *foaming*, ruídos e aerossóis.

Tabela 2.2 – Limites de parâmetros de qualidade de efluentes e qualidade média do efluente tratado.

Parâmetros	Qualidade média do efluente tratado			
	Reatores UASB	Lodos ativados (convencional)	Reator UASB + lodos ativados	Especificações do efluente tratado
DBO ₅ (mg/L)*	70 – 100	15 – 40	20 – 50	Até 40mg/L* ²
SST ou RNFT (mg/L)*	60 – 100	20 – 40	20 – 40	Até 40mg/L* ²
Fósforo total (mg/L)	> 4	> 4	> 4	1,0 mg/L* ³
Nitrogênio total (mg/L)	> 20	> 20	> 20	10,0 mg/L* ³

* Considerando uma DBO₅ de 300 mgO₂/L e um SST de 350 mg/L. *² DZ-215.R4/2007 para C > 80kg DBO/dia.

*³ NT-202. R-10/1986.

Adaptado de: VON SPERLING (2005a).

O princípio básico do sistema de lodos ativados convencional é a manutenção de uma alta concentração de biomassa em suspensão no meio líquido, propiciando uma redução no volume requerido para sua construção e um maior consumo de poluentes orgânicos (alimento) em menor tempo (VON SPERLING, 2005a; KASSAB *et alii*, 2010). O esgoto afluente e o lodo ativado são misturados, agitados e aerados em tanques de aeração (TA). Logo após, estes são separados em decantadores secundários, e boa parte do lodo sedimentado retorna ao TA, enquanto parte é descartada na forma de excesso de lodo (JORDÃO & PESSÔA, 2011). Os seguintes itens são essenciais neste sistema: tanque de aeração, decantador secundário, recirculação de lodo, e retirada do lodo biológico excedente (Figura 2.1).

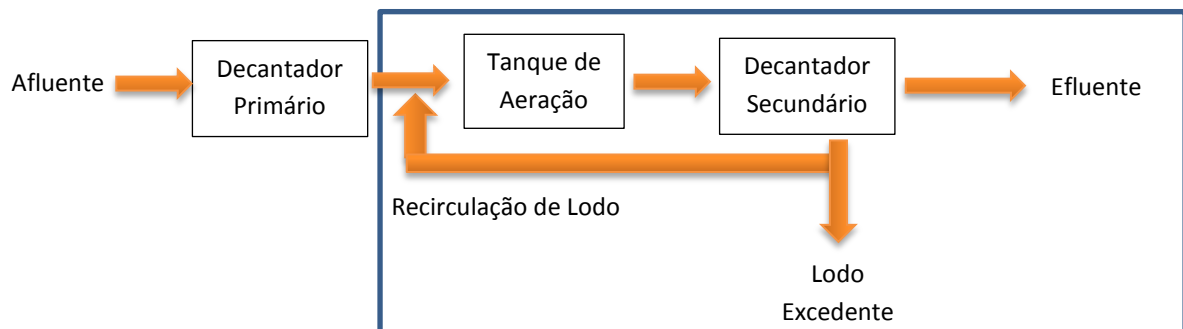


Figura 2.1 – Esquema das unidades da etapa biológica do processo CASP. O limite do processo é representado pela linha azul.

Adaptado de: VON SPERLING (2005a).

O tempo de detenção hidráulica (TDH) é bem baixo, podendo variar de 2 (JORDÃO & PESSÔA, 2011) a 8 horas (VON SPERLING, 2005a), enquanto a idade do lodo (θ_c) é da ordem de 4 a 10 dias. De acordo com Navarro (2006), abaixo de 3 dias há uma perda dos organismos predadores e ruptura dos flocos, sendo o lodo sedimentado pobre e a qualidade do

efluente reduzida, enquanto que acima dos 10 dias, a possibilidade de ruptura dos flocos aumenta por alteração da biomassa que os forma e ocorre a desfloculação, aumentando a turbidez do efluente.

No sistema de lodos ativados, os tanques são tipicamente de concreto. Para eficiência energética na aeração, parte da matéria orgânica, na forma de sólidos suspensos sedimentáveis, é retirada no decantador primário, sendo o tratamento primário uma parte integrante do processo. A aeração é realizada, geralmente, por ar difuso ou aeradores mecânicos e é responsável pela oxigenação e pela manutenção da biomassa em suspensão e uniformemente misturada no tanque (JORDÃO & PESSÔA, 2011; VON SPERLING, 2005a). Como consequência, no processo CASP a energia elétrica consumida pode variar de 0,3 kWh (HOSPIDO *et alii*, 2012) a 0,5 kWh (ORTIZ *et alii*, 2007) por m³ de efluente tratado.

No tanque de aeração do processo de lodos ativados, devido à contínua entrada de matéria orgânica, as bactérias se reproduzem gerando um lodo biológico excedente. Para manter o sistema em equilíbrio, é necessário que se retire este excesso, dando-o um tratamento adicional compreendido por adensamento, digestão e desidratação.

2.1.2 Processo por Reator UASB

Reator UASB (acrônimo de *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), ou DAFA (digestor anaeróbico de fluxo ascendente), ou RAFA (reator anaeróbico de fluxo ascendente), é um reator anaeróbico de manta de lodo, caracterizado por conter as seguintes partes principais: compartimento de digestão, separador trifásico, compartimento de sedimentação, e zona de acumulação de gás (JORDÃO & PESSÔA, 2011; VON SPERLING, 2005a). Estes elementos podem ser vistos na Figura 2.2.

De acordo com Nair & Ahammed (2013), o processo de tratamento por reator UASB é reconhecido como um dos métodos que causam menos danos ao ambiente ao se tratar águas residuárias urbanas em países tropicais. A utilização de reatores de manta de lodo para o tratamento de esgotos domésticos já ocorre no Brasil e em outros países tropicais, como Colômbia e Índia, sendo as experiências bem sucedidas nesses países um forte indicativo do potencial destes reatores para o tratamento de esgotos domésticos (CHERNICHARO, 2007; KHAN *et alii*, 2011). Os reatores UASB são os reatores anaeróbios de alta taxa mais robustos para tratamento de esgotos (TIWARI *et alii*, 2006 *apud* CHONG *et alii*, 2012).

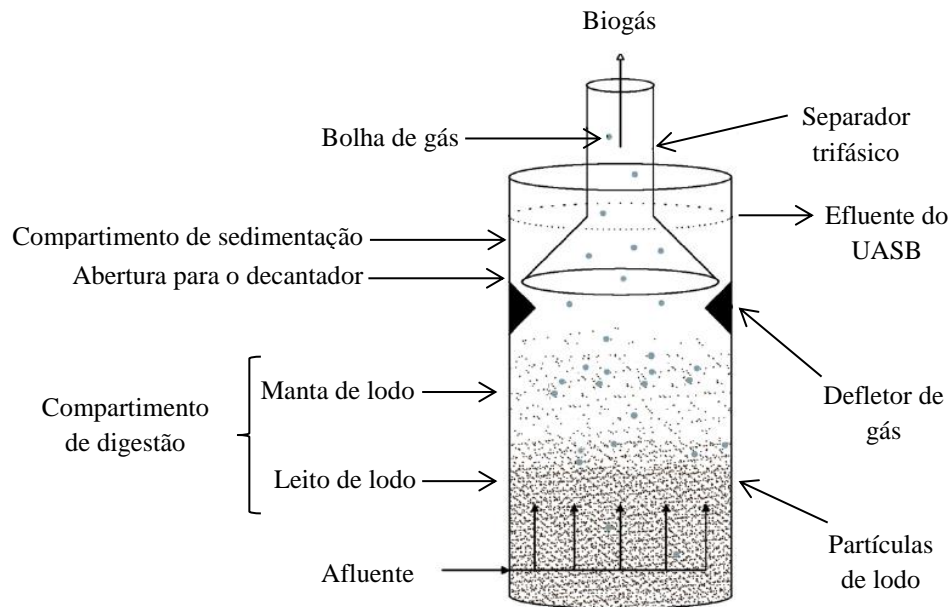


Figura 2.2 – Desenho esquemático de um reator UASB.

Adaptado de: CHONG *et alii* (2012) e CHERNICHARO (2007).

No seu funcionamento, o esgoto aflente adentra pelo fundo do reator, e já em contato com a biomassa anaeróbia presente na manta de lodo, ascende pelo reator. No compartimento de digestão é onde ocorre a atividade anaeróbia, responsável por estabilizar parte da matéria orgânica e produzir biogás. Através de um separador trifásico, há a separação do líquido (efluente), o retorno dos sólidos (biomassa) e o acúmulo do gás (VON SPERLING, 2005a). Este último pode ser retirado para aproveitamento (energia do metano) ou queima. As idades do lodo são usualmente superiores a 30 dias, propiciando que o lodo excedente descartado do sistema já se encontre estabilizado e adensado, podendo ser simplesmente desidratado (CHERNICHARO, 2007). A qualidade de seu efluente é apresentada na Tabela 2.2.

A utilização de reatores UASB apresenta vantagens como dispensar decantação primária (VON SPERLING, 2005a); ser um sistema compacto, com baixa demanda de área; exibir baixo custo e simplicidade de implantação e operação, baixa produção de lodo (SINGH *et alii*, 2013 *apud* RIZVI *et alii*, 2014), baixo consumo de energia, satisfatória eficiência de remoção de DQO e DBO, da ordem de 65 a 75%; permitir rápido reinício, mesmo após longas paralisações; e fornecer elevada concentração e boa desidratabilidade do lodo excedente (CHERNICHARO, 2007).

Adicionalmente, oferece disponibilidade de lodo granular ou floculento, não requerendo, assim, um meio suporte; alta concentração de biomassa permitindo um vasto espectro de taxas de alimentação; formação de manta de lodo permitindo baixos TDH e alta

idade de lodo; ascensão de bolhas de gás produzidas eliminando a necessidade de mistura, reduzindo assim a demanda energética; longa experiência prática sobre o processo (CHONG *et alii*, 2012); boa eficiência de remoção mesmo com altas taxas de carga e baixas temperaturas; e oferece baixa necessidade de nutrientes e químicos (SEGHEZZO *et alii*, 1998 *apud* CHONG *et alii*, 2012). Por último, a utilização de processos anaeróbios ao invés de aeróbios possibilita a geração de metano que pode ser utilizada dentro da ETE.

Dentre as desvantagens, é possível citar: possibilidade de emissão de maus odores; baixa capacidade do sistema em tolerar cargas tóxicas; elevado intervalo de tempo necessário para a partida do sistema; necessidade de uma etapa de pós-tratamento; baixa remoção de patógenos e nutrientes (CHERNICHARO, 2007; SEGHEZZO *et alii*, 1998 *apud* CHONG *et alii*, 2012); possibilidade de formação de caminhos preferenciais que diminuem o contato; chance de formação de zonas-mortas; e possibilidade de ocorrência de colmatagem ou entupimento de sistemas de distribuição decorrente de deficiência de projeto ou manutenção (JORDÃO & PESSÔA, 2011).

Dentre os desafios para a correta aplicação, citam-se: partida suscetível a choques térmicos e de carga orgânica; dificuldades no controle de expansão do leito de lodo, limitando, assim, as taxas de carga orgânica aplicadas; possibilidade de carreamento, flotação e desintegração do lodo; redução do desempenho a baixas temperaturas; alta concentração de sulfato; purificação do biogás (CHONG *et alii*, 2012).

2.1.3 Processo por Reator UASB seguido de Lodos Ativados

Apesar de uma característica do processo UASB ser a limitação na eficiência de remoção da DBO, pode ser seguido por alguma forma de pós-tratamento, como o de lodos ativados. Neste caso, o UASB substituiria o decantador primário de uma ETE convencional, precedendo o tanque de aeração (KASSAB *et alii*, 2010).

Por grande parte da matéria orgânica ter sido removida no reator UASB, o sistema de pós tratamento resulta-se bem mais compacto, tendo economia energética e de produção de lodo (KASSAB *et alii*, 2010), apresentando eficiência elevada, comparável à do tratamento aeróbio, e redução de custos (JORDÃO & PESSÔA, 2011). Há, também, a redução no consumo de produtos químicos para desidratação do lodo, menor necessidade de equipamentos e maior simplicidade operacional. De acordo com Khan *et alii* (2011), o tratamento por UASB seguido de lodos ativados é sugerido como uma alternativa superior de

tratamento em países de clima quente, em comparação ao processo de lodos ativados convencional, corroborado pelas conclusões da revisão realizada por Kassab *et alii* (2010).

Nos sistemas UASB – lodos ativados, o lodo biológico aeróbio é retornado ao reator UASB, onde sofre digestão e adensamento junto com o lodo anaeróbico, dispensando unidades independentes de adensamento e digestão (CHONG *et alii*, 2012), sendo estabilizado juntamente com o lodo do esgoto afluente, necessitando apenas de desidratação (KASSAB *et alii*, 2010). Como a vazão de retorno do lodo aeróbio é significativamente inferior à vazão afluente, não há distúrbios operacionais introduzidos no reator, sendo o lodo misto retirado com concentrações similares às de um lodo efluente de adensadores com ótimas características de desidratabilidade (VON SPERLING, 2005a). Um esquema de tratamento por reator UASB seguido de lodos ativados é apresentado na Figura 2.3.



Figura 2.3 – Esquema das unidades biológicas do processo UASB seguido de lodos ativados.

Adaptado de: VON SPERLING (2005a).

De acordo com Chernicharo (2007), quando o UASB é sucedido pelo processo de lodos ativados o consumo de energia para aeração é reduzido para cerca de 45 a 55% daquele verificado para uma ETE convencional, quando não se tem nitrificação. Além disso, este processo pode alcançar efluentes com baixa DQO, menor que 50 mg/L (KHAN *et alii*, 2011; CHONG *et alii*, 2012). Contudo, estes sistemas não são eficientes para remoção de nitrogênio e fósforo (JORDÃO & PESSÔA, 2011). A qualidade de seu efluente pode ser vista na Tabela 2.2. Algumas ETEs no Brasil baseadas em reator UASB seguido de lodos ativados são: Gama e Melchior (DF) (JORDÃO & PESSÔA, 2011).

2.2 Avaliação do Ciclo de Vida

Segundo a ABNT (2009a), o Ciclo de Vida é um conjunto de estágios sucessivos e encadeados de um sistema de produto, desde a aquisição da matéria prima ou geração de recursos naturais à disposição final. Por ser bastante detalhada, sua análise deve ser bem estruturada.

A Avaliação do Ciclo de Vida (*Life Cycle Assessment*) é uma ferramenta de gestão ambiental que quantifica e avalia todas as emissões relevantes, recursos consumidos, cargas, aspectos ambientais e seus impactos potenciais, de forma holística, sistemática e multidisciplinar, associados ao ciclo de vida de um serviço, processo, atividade ou produto (PIERAGOSTINI *et alii*, 2012; EC, JRC & IES, 2010a; HOSPIDO *et alii*, 2012).

A ACV é um método estruturado, compreensivo e internacionalmente padronizado. Esta ferramenta vem adquirindo uma importância tal, que a *International Organization for Standardization* (ISO) criou uma série específica para orientar este tipo de estudo: a série de normas ISO 14040. Esta é voltada para a normalização do estudo em ACV, o qual vem se tornando um instrumento de tomada de decisões, pois possibilita: fundamentos para o desenvolvimento e a melhoria de produtos e de seu ciclo de vida; certificação ecológica; aumento do nível de informação dos tomadores de decisão na indústria e nas organizações governamentais ou não governamentais; promoção de *Marketing* ambiental; seleção de indicadores pertinentes de desempenho ambiental; política ambiental; comparação de diferentes opções de produtos e/ou materiais (ABNT, 2009a).

A ACV engloba, atualmente, a compilação e avaliação das entradas, saídas e dos impactos potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida (GOEDKOOOP *et alii*, 2010). Ela leva em consideração um ciclo de vida completo do produto, desde a extração de recursos, produção, uso, reciclagem e a disposição final de resíduos. Apesar desta análise ter componentes subjetivos em alguns aspectos, como as fronteiras do sistema, definição de objetivos e escopo, além dos resultados poderem ser determinados por dados limitados com confiabilidade desconhecida, a ACV é amplamente utilizada como uma ferramenta de tomada de decisão em seleção de processos, projeto e otimização (PIERAGOSTINI *et alii*, 2012).

A ACV complementa, portanto, outros métodos para auxiliar na produção e consumo mais sustentáveis (EC, JRC & IES, 2010a) e, como pode ser visto na Figura 2.4, seu estudo compreende quatro fases: a) definição de Objetivo e Escopo; b) análise de inventário; c) avaliação de impacto; e, d) interpretação (ABNT, 2009a).

a) Objetivo e Escopo

O objetivo e o escopo da ACV têm a função de esclarecer o motivo de sua realização e a abrangência do estudo. Ao se definir seu objetivo, deve-se mencionar: a aplicação pretendida; as razões para a realização do estudo; o público-alvo; e se existe a intenção de se usar os resultados em afirmações comparativas para divulgação pública (ABNT, 2009b).

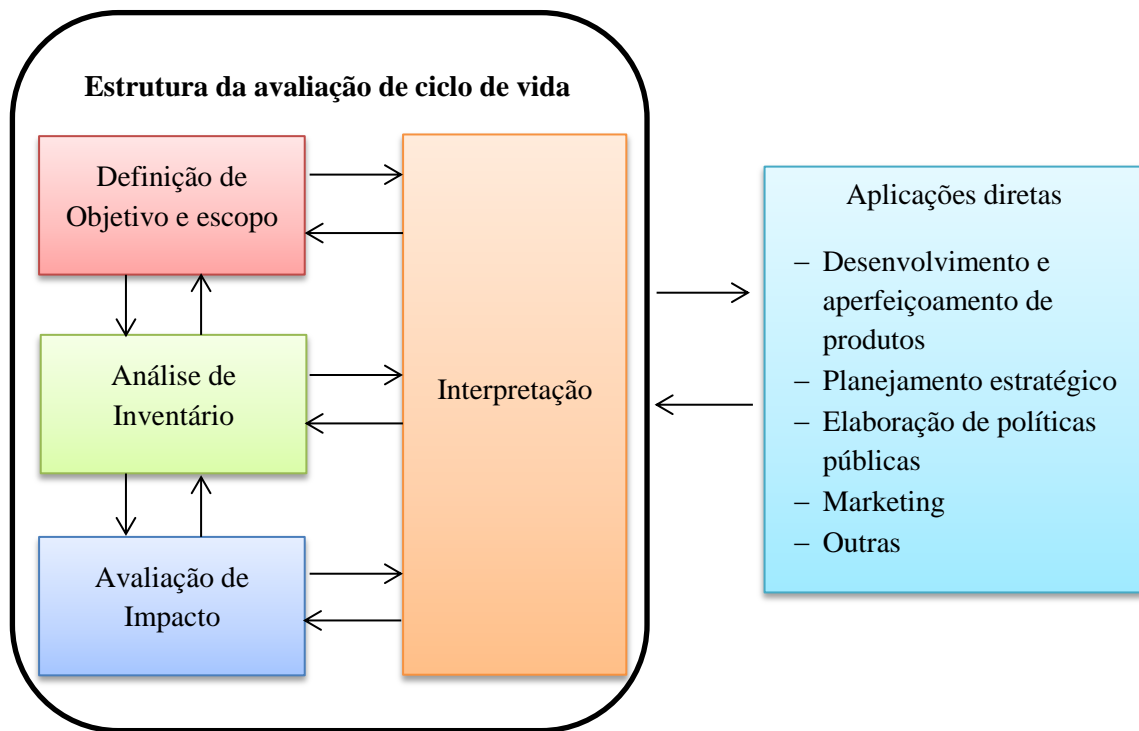


Figura 2.4 – Fases de uma ACV.

Adaptado de: ABNT (2009a).

Ao se definir o escopo de uma ACV, deve-se mencionar: o sistema de produto do estudo; a função do sistema de produto e a unidade funcional; a fronteira do sistema; o procedimento de alocação; a metodologia de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) e tipos de impacto; a interpretação a ser utilizada; requisitos de dados; a qualidade dos dados; os pressupostos; a escolha de valores e elementos opcionais; limitações; tipo de revisão crítica, se aplicável; tipo e formato do relatório requerido para o estudo (ABNT, 2009b).

Sistema de Produto

O sistema de produto é um conjunto de processos elementares, com fluxos elementares e de produto¹, que desempenha uma ou mais funções definidas e que modela o ciclo de vida de um produto (ABNT, 2009a). Este sistema compreende todos os aspectos de insumos, energia, transporte e atividades que ocorrem na confecção daquele produto, ou processo, assim como as saídas.

¹ O termo produto, na ACV, se refere a qualquer bem ou serviço, que pode ser categorizado como: serviço (transporte, por exemplo); informações; ou materiais e equipamentos. Os serviços incluem elementos tangíveis e intangíveis (ABNT, 2009a).

Unidade Funcional (UF)

A unidade funcional (UF) define a quantificação das funções identificadas do produto, sendo seu propósito primário o fornecimento de uma referência em relação à qual os dados de entrada e saída são relacionados, permitindo a comparação e mensuração de diferentes sistemas a partir da mesma UF (ABNT, 2009b). Ou seja, para que se possa comparar ACVs de vários processos ou sistemas, a definição de uma UF é importante pois permite uma comparação adequada entre eles (BONTON *et alii*, 2012; HOSPIDO *et alii*, 2012).

Fronteira do Sistema

A fronteira do sistema é um conjunto de critérios que determina quais processos elementares devem ser inclusos na ACV, fazendo parte de um sistema de produto (ABNT, 2009a). Devem ser levados em consideração: a aquisição de matérias primas; entradas e saídas na cadeia principal da manufatura/processamento; transporte; produção e uso de combustíveis, eletricidade e calor; uso e manutenção de produtos; disposição final de resíduos de processos e de produtos; reuso; reciclagem; etc.

É útil descrever o sistema usando um fluxograma de processo que mostre processos elementares e suas interrelações (ABNT, 2009b). Os critérios de corte utilizados para delimitar a fronteira do sistema podem ser por: massa; energia; significância ambiental.

Metodologia da AICV e Tipos de Impactos

Em relação à metodologia, devem ser determinadas quais categorias de impacto, indicadores das categorias e modelos de caracterização serão inclusos no estudo da ACV (ABNT, 2009b). A AICV auxilia na transformação das entradas e saídas em um número de impactos ambientais, como por exemplo: mudanças climáticas, depleção de recursos, etc. (BONTON *et alii*, 2012).

As categorias de impacto são classes que representam as questões ambientais relevantes às quais os resultados da análise do inventário do ciclo de vida podem ser associados (ABNT, 2009b). Estas se encontram inseridas no mecanismo ambiental que vincula os resultados da análise do inventário aos indicadores de categoria e aos pontos finais de categoria. Enquanto um indicador de categoria é uma representação quantificável de uma categoria de impacto, o ponto final de categoria é um atributo ou aspecto do ambiente natural, da saúde humana ou dos recursos que identifica uma questão ambiental merecedora de atenção (ABNT, 2009b; GOEDKOOP *et alii*, 2010). O conceito de indicador de categoria pode ser mais bem explicado através da Figura 2.5.

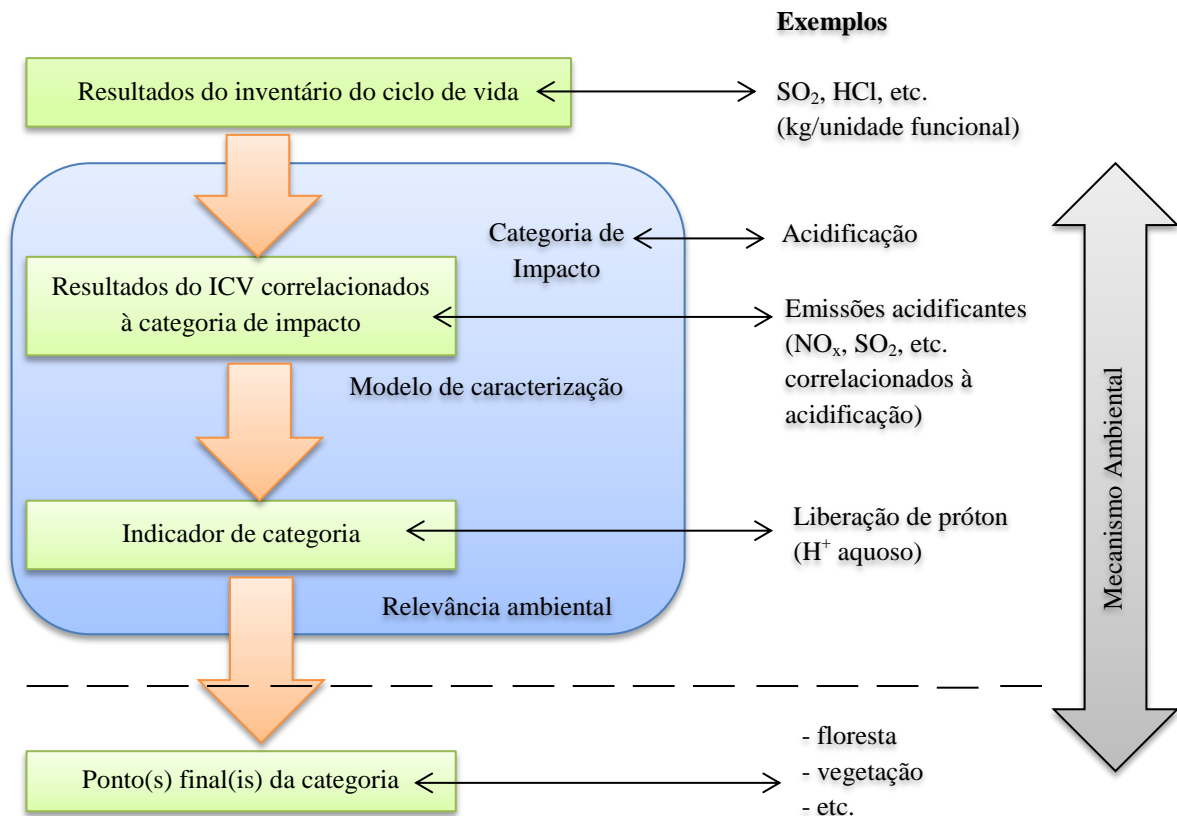


Figura 2.5 – Conceito de indicador de categoria.

Adaptado de: ABNT (2009b).

Requisitos de Qualidade dos Dados

A qualidade dos dados são as características dos dados que se relacionam à sua capacidade de satisfazer requisitos estabelecidos (ABNT, 2009b), os quais dependem do objetivo e do escopo do estudo. Convêm que os requisitos da qualidade dos dados abranjam: a cobertura temporal, geográfica e tecnológica; a precisão; completeza; representatividade; consistência; reprodutibilidade; as fontes dos dados; e a incerteza da informação. Os dados faltantes devem ser alertados.

Comparações entre Sistemas

Em um estudo comparativo, a equivalência dos sistemas que estão sendo comparados deve ser avaliada antes da interpretação dos resultados, por isso devem ser utilizadas a mesma UF e considerações metodológicas, como o desempenho, a fronteira do sistema, qualidade dos dados etc. (ABNT, 2009b). Além disso, uma AICV deve ser realizada.

b) Análise de Inventário de Ciclo de Vida (ICV)

A análise de inventário de ciclo de vida (ICV) envolve a coleta de dados (compilação) e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e saídas relevantes de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida (ABNT, 2009a). Abrange: a coleta e validação dos dados; correlação dos dados aos processos elementares e à unidade funcional; agregação dos dados; caso necessário, refinamento da fronteira do sistema; e alocação (ABNT, 2009b). Geralmente, a coleta dos dados é a fase mais longa de uma ACV (RENOU *et alii*, 2008).

c) Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV)

A AICV é a fase da ACV que visa ao entendimento e à avaliação da magnitude e significância dos impactos ambientais potenciais, utilizando os resultados do ICV (ABNT, 2009a). Neste processo, há a associação dos dados de inventário com categorias de impacto específicas e indicadores de categoria (classificação), buscando assim a compreensão de tais impactos. Há também o cálculo de resultados dos indicadores de categoria (caracterização). Esta fase também fornece informações para a fase de interpretação do ciclo de vida.

A AICV é uma abordagem relativa, estruturada em torno de uma UF, por isso todas as entradas e saídas no ICV e o perfil da AICV estarão relacionados à ela (ABNT, 2009a). Esta fase inclui a coleta de resultados dos indicadores para as diferentes categorias de impacto, que em conjunto representam o perfil da AICV para o sistema.

Elementos Obrigatórios

São obrigatórios os seguintes elementos: seleção das categorias de impacto, indicadores de categoria e modelos de caracterização; correlação dos resultados do ICV às categorias de impacto selecionadas (classificação); e os cálculos dos resultados dos indicadores de categoria (caracterização) (ABNT, 2009b; GOEDKOOOP *et alii*, 2010).

Para cada categoria de impacto é necessário que se identifique: o(s) ponto(s) final(is) de categoria e seu(s) indicador(es) de categoria; os resultados apropriados do ICV que possam ser correlacionados à categoria de impacto, levando em conta o indicador de categoria escolhido e o(s) ponto(s) final(is) identificado(s) para a categoria; e o modelo e os fatores de caracterização (ABNT, 2009b).

A caracterização envolve a conversão dos resultados do ICV para unidades comuns e a agregação dos resultados convertidos dentro da mesma categoria de impacto (e.g., conversão de CO₂, CH₄ e N₂O para CO₂-equivalente, e agregação na categoria “Mudanças Climáticas”). Para essa conversão, há a multiplicação por fatores de caracterização (GOEDKOOOP *et alii*,

2010; NAVARRO, 2006), que são derivados de modelos de caracterização aplicados para converter o resultado da análise do ICV na unidade comum do indicador de categoria, expressando a contribuição relativa da substância a esta categoria de impacto (NAVARRO, 2006). O resultado do cálculo é um resultado numérico do indicador (ABNT, 2009b). Cada método já tem calculado, para cada substância que é parte de uma categoria de impacto, os fatores de caracterização de acordo com diferentes modelos. Os resultados dos indicadores de uma categoria de impacto é a soma das contribuições de todas as substâncias que fazem parte dessa categoria (NAVARRO, 2006).

Elementos Opcionais

De acordo com a ABNT (2009b), alguns elementos opcionais são passíveis de serem utilizados. São eles:

- i. normalização: cálculo de magnitude dos resultados dos indicadores de categoria com relação a informações de referência. A normalização busca mostrar em que medida uma categoria de impacto tem uma contribuição significativa para a problemática ambiental global (GOEDKOOOP *et alii*, 2010). Ela permite a comparação das diferentes categorias, sendo a referência de normalização mais utilizada a que considera o impacto das atividades totais da sociedade num certo período de tempo (SILVA, 2010). Segundo Navarro (2006), o valor de referência, em muitos casos, é a média da carga ambiental anual em um país ou continente, dividido pelo seu número de habitantes. A normalização transforma valores com diferentes unidades, em valores adimensionais, ou converte-os para uma mesma unidade. Assim, é possível avaliar qual atributo se destaca dentro de uma alternativa e qual alternativa é a melhor, observando-se todos os atributos. A normalização possibilita desconsiderar as categorias de impacto que contribuem pouco em comparação com outras, reduzindo o número de pontos que necessitem avaliação;
- ii. agrupamento: agregação e possível hierarquização das categorias de impacto. Segundo Navarro (2006) as categorias que têm as mesmas unidades podem ser agrupadas nos pontos finais de categoria;
- iii. ponderação: conversão e possível agregação dos resultados normalizados dos indicadores entre as diferentes categorias de impacto, utilizando fatores numéricos (pesos) baseados em escolha de valores. No cálculo da ponderação, os resultados das categorias intermediárias são multiplicados pelos pesos e se obtém um perfil ambiental ponderado que, caso todas as categorias sejam somadas, conduzirão a um único índice

ambiental global, ou pontuação total, auxiliando na tomada de decisões. Contudo, com este procedimento se perde informação e se simplifica a realidade (RIVERA, 2009). Os pesos podem variar de uma região geopolítica para outra, dependendo da importância relativa ou alcance que se dê às diferentes categorias de impacto: globais, regionais ou locais; e

- iv. análise de qualidade dos dados: melhor entendimento da confiabilidade da coleção de resultados dos indicadores, o perfil da AICV.

Enquanto os três primeiros elementos têm como finalidade a simplificação da interpretação dos resultados (GOEDKOOOP *et alii*, 2010), a análise da qualidade dos dados da AICV busca compreender melhor a significância, a incerteza e a sensibilidade dos seus resultados, por isso algumas técnicas podem ser adotadas (ABNT, 2009b):

- i. Análise de contribuição: procedimento estatístico que identifica os dados que apresentam a maior contribuição para o resultado do indicador;
- ii. Análise de incerteza: procedimento para determinar como as incertezas nos dados e em pressupostos se propagam nos cálculos, afetando a confiabilidade dos resultados da AICV; e
- iii. Análise de sensibilidade: é um conjunto de procedimentos sistemáticos utilizados para estimar os efeitos de opções escolhidas, em termos de métodos e dados, nos resultados de um estudo (ABNT, 2009a). Ela consiste em modificar, ou variar, algumas entradas de um modelo para analisar seus efeitos na saída (RODRÍGUEZ *et alii*, 2013), ou seja, no seu valor total. Com isso é possível analisar a importância daquela entrada, ou variável, na simulação realizada, determinando qual parâmetro mais influencia os resultados de uma ACV (COROMINAS *et alii*, 2013). Com este tipo de análise é possível obter uma melhor compreensão da magnitude do efeito da suposição realizada e da consistência e robustez dos resultados (GOEDKOOOP *et alii*, 2010).

Quando se pretende utilizar a AICV em afirmações comparativas para divulgação pública, a comparação deve ser conduzida por indicador de categoria (ABNT, 2009b).

Outra opção que auxilia na interpretação dos resultados e na análise de contribuição é o diagrama de Sankey. Este diagrama foi utilizado pela primeira vez pelo engenheiro irlandês Riall Sankey em 1898 e se tornou uma ferramenta gráfica importante e útil para mapear e compreender os fluxos físicos de energia (MA *et alii*, 2012b; MA *et alii*, 2012a). Nestes diagramas, a quantidade de energia, ou algumas vezes emissões, são traçadas por setas ou

linhas, com a largura da linha sendo proporcional ao fluxo de energia, identificando os fluxos dominantes (MA *et alii*, 2012a).

Limitações da AICV

A AICV enfoca somente as questões ambientais que estão definidas no objetivo e escopo, e não todas as existentes relacionadas ao sistema em estudo (ABNT, 2009a). Esta etapa nem sempre pode apresentar diferenças significativas entre categorias de impacto e os respectivos resultados dos indicadores para sistemas alternativos, seja devido ao desenvolvimento limitado dos modelos de caracterização, análise de sensibilidade e análise de incerteza, seja a limitações na fase de ICV, tais como: a definição da fronteira; dados com má qualidade; ou limitações na coleta dos dados.

Não existem metodologias amplamente aceitas para correlacionar, consistentemente e acuradamente, dados de inventário com impactos ambientais potenciais específicos. Além disso, modelos para categorias de impacto estão em diferentes fases de desenvolvimento (ABNT, 2009a).

d) Interpretação do Ciclo de Vida

A interpretação é a fase da ACV em que as constatações da análise de inventário e da avaliação de impacto são consideradas em conjunto (ABNT, 2009a). De acordo com a ABNT (2009b), ela busca: identificar as questões significativas com base nos resultados das fases de ICV e AICV; avaliar o estudo, considerando verificações de completeza, sensibilidade e consistência; tirar conclusões, verificar limitações e dar recomendações.

As questões significativas podem ser vistas na forma de dados de inventário, como energia e emissões, na forma de categorias de impacto, e.g., uso de recursos e mudanças climáticas, ou como contribuições significativas, na forma de processos elementares, como transporte e produção de energia (ABNT, 2009b).

Na avaliação, objetiva-se o estabelecimento e o aumento do grau de certeza, e a confiabilidade dos resultados do estudo de ACV, incluindo as questões relevantes. A técnica de completeza busca assegurar que todas as informações relevantes e os dados necessários para a interpretação estejam disponíveis e completos. A verificação de sensibilidade avaliará a confiabilidade dos resultados finais e conclusões, determinando de que forma eles são afetados por incertezas nos dados, método de alocação ou cálculo dos resultados dos indicadores de categoria. Por fim, a verificação de consistência determinará se os pressupostos, métodos e dados são consistentes com o objetivo e o escopo (ABNT, 2009b).

2.2.1 Métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV)

Para se calcular o impacto, são utilizados métodos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) (GOEDKOOOP *et alii*, 2008). O objetivo dos métodos de AICV é conectar, na medida do possível e do desejável, cada resultado do inventário de ciclo de vida (ICV) ao impacto ambiental correspondente (mudanças climáticas, danos ao ecossistema, etc.), utilizando fatores de caracterização (potencial de aquecimento global, potencial de depleção da camada de ozônio, etc.) (HUMBERT *et alii*, 2012). Estes métodos auxiliam na modelagem dos efeitos dos aspectos ambientais no objeto de estudo, sugerindo categorias de impacto que serão afetadas (exemplo: mudanças climáticas, eutrofização, danos à saúde humana, etc.) e quantificando estes efeitos.

Segundo HUMBERT *et alii* (2012), há duas vertentes referentes à metodologia de AICV:

- a) as metodologias clássicas de avaliação de impacto: restringem a modelagem quantitativa aos estágios iniciais da cadeia causa-efeito e classificam e caracterizam os resultados de ICV nas categorias intermediárias de impacto. Estas metodologias buscam reduzir incertezas e têm como exemplo os métodos CML e EDIP; e
- b) as metodologias orientadas ao dano: tentam modelar a cadeia causa-efeito nos pontos finais de categoria e são voltadas para os danos causados ao meio ambiente, às espécies e aos recursos. Nestas metodologias as incertezas são maiores e têm como exemplos os métodos EPS e Eco-indicador 99.

Existem diversos métodos de AICV que já foram desenvolvidos mundialmente, como por exemplo: Eco-indicador 99 (Holanda), CML (Holanda), ReCiPe 2008 (Holanda), EPS 2000 (Suécia), EDIP 2003 (Dinamarca), IMPACT 2002+ (Suíça), BEES (EUA), LIME (Japão), etc. Dentre estes, um método que tem grande potencial de vir a ser amplamente utilizado é o ReCiPe 2008. Segundo Laurent *et alii* (2013), os métodos CML e Eco-indicator 95 e 99 estão entre os três mais utilizados para analisar sistemas de gestão de resíduos sólidos.

A seguir são apresentados alguns métodos de AICV e suas principais características.

EPS 2000

O método EPS 2000, a atualização do método EPS, é um método sueco, desenvolvido pelo *Swedish Environmental Research Institute* (IVL), orientado ao dano (EC, JRC & IES,

2010b; GOEDKOOOP *et alii*, 2008). No sistema EPS, a medida monetária é a inclinação a pagar para restaurar as mudanças nas áreas de proteção. A referência ambiental é o estado presente do ambiente e a unidade do indicador é a ELU (*Environmental Load Unit*, ou Unidade de Carga Ambiental), que inclui caracterização, normalização e ponderação (GOEDKOOOP *et alii*, 2008).

As categorias de impacto são identificadas de cinco áreas de proteção: saúde humana, capacidade de produção do ecossistema, reserva de recursos abióticos, biodiversidade, e valores culturais e recreacionais (GOEDKOOOP *et alii*, 2008). Os valores de caracterização dos pontos finais de categoria são calculados com base no efeito médio e no princípio precautório (EC, JRC & IES, 2010b).

EDIP 2003

O método EDIP 2003 é uma metodologia dinamarquesa, uma atualização do método EDIP 97, que por sua vez foi criado em 1996 (GOEDKOOOP *et alii*, 2008). Este último possui as categorias de impacto relacionadas às emissões clássicas ao nível intermediário (*midpoint*), assim como aos recursos e ambiente de trabalho, e possui ponderação e normalização dos impactos ambientais baseados em metas ambientais políticas (*political environmental targets*) (EC, JRC & IES, 2010b). O método é, também, o segundo mais utilizado para analisar sistemas de gestão de resíduos sólidos (LAURENT *et alii*, 2013) e foi utilizado por Høiby *et alii* (2008) para avaliar a sustentabilidade de tecnologias avançadas de tratamento de efluentes.

A maior inovação do método é a tentativa consistente de incluir a exposição no modelo de caracterização das principais categorias de impacto não globais (GOEDKOOOP *et alii*, 2008). No SimaPro 7 foram implementados apenas fatores de caracterização para efeitos de locais genéricos que não levam em consideração a variação espacial. O método representa 19 categorias intermediárias diferentes. Algumas delas são versões atualizadas do EDIP 97, enquanto outras são modeladas de forma totalmente diferente.

Ecological Scarcity 2006

O método Ecological scarcity 2006, também chamado de Ecopoints, é um seguimento do método Ecological scarcity 1997, chamado no SimaPro de Ecopoints 97 (GOEDKOOOP *et alii*, 2008). O método segue o princípio da “distância do alvo” para a análise de impacto de ICV e permite uma ponderação e agregação de várias intervenções ambientais pelo uso dos

eco-factors, os quais são baseados nos fluxos reais anuais e nos fluxos anuais considerados críticos em uma área definida (EC, JRC & IES, 2010b).

Como fator de caracterização, a implementação Eco-invent contém sete categorias intermediárias específicas, com um UBP (*environmental loading points*) final para cada substância (GOEDKOOOP *et alii*, 2008). A normalização é parte deste método, mas não é rastreável no SimaPro 7. Pelas categorias intermediárias serem expressas na mesma unidade “UBP”, foi adicionada a ponderação no programa, simplesmente adicionando os escores.

O método suporta os fatores de ponderação para diferentes emissões atmosféricas, aquáticas e para o solo, assim como para o uso de recursos energéticos (EC, JRC & IES, 2010b). Ele foi desenvolvido sobre o pressuposto de que um quadro de política ambiental bem estabelecido (incluindo os tratados internacionais) pode ser usado como uma estrutura de referência para a otimização e melhoria de produtos e processos individuais.

IMPACT 2002+

O método IMPACT 2002+ foi originalmente desenvolvido no *Swiss Federal Institute of Technology - Lausanne* (EPFL). É uma combinação de quatro métodos: IMPACT 2002, Eco-indicator 99, CML e IPCC (PRÉ CONSULTANTS, 2010). A metodologia propõe uma implementação viável de uma abordagem combinada de pontos intermediários (*midpoints*) e danos, ligando todos os tipos de resultados de ICV (fluxos elementares e outras intervenções), através de 14 categorias intermediárias, a quatro pontos finais de categoria (GOEDKOOOP *et alii*, 2008; EC, JRC & IES, 2010b).

Os fatores de dano reportados na base de dados Ecoinvent são normalizados dividindo o impacto por unidade de emissão pelo impacto total de todas as substâncias da categoria específica, para a qual existem fatores de caracterização, por pessoa por ano (para a Europa) (GOEDKOOOP *et alii*, 2008). Os autores do impacto sugerem analisar o escore normalizado nos pontos finais de categoria considerando quatro categorias de impacto orientadas: saúde humana, qualidade do ecossistema, mudanças climáticas e recursos, ou, analisar separadamente as 14 categorias intermediárias na fase de interpretação da ACV. No programa SimaPro, os autores adicionaram uma etapa de ponderação, sendo dada a cada categoria de dano um fator de ponderação igual a 1.

ReCiPe 2008

O método de AICV ReCiPe 2008, apresenta harmonização entre categorias de impacto intermediárias e pontos finais de categoria (GOEDKOOOP *et alii*, 2013). Este método baseia-se no método de caracterização proposto no *CML Handbook on LCA* e nos pontos finais de categoria do método Eco-indicator 99, e representa o estado da arte relacionado à AICV na Holanda.

O método ReCiPe 2008 compreende dois grupos de categorias de impacto: as intermediárias e as finais (GOEDKOOOP *et alii*, 2013). No primeiro grupo, dezoito categorias de impacto são direcionadas a um nível intermediário (*Midpoints*) do mecanismo ambiental.

São elas:

1. Mudanças Climáticas (MC);
2. Redução da Camada de Ozônio (RCO);
3. Acidificação Terrestre (AT);
4. Eutrofização na Água Doce (EAD);
5. Eutrofização Marinha (EM);
6. Toxicidade Humana (TH);
7. Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF);
8. Formação de Material Particulado (FMP);
9. Ecotoxicidade Terrestre (ETT);
10. Ecotoxicidade da Água Doce (ETD);
11. Ecotoxicidade Marinha (ETM);
12. Radiação Ionizante (RI);
13. Ocupação de Terra Agrícola (OTA);
14. Ocupação de Solo Urbano (OSU);
15. Transformação de Área Natural (TAN);
16. Depleção Hídrica (DH);
17. Depleção de Recursos Minerais (DRM); e
18. Depleção de Combustíveis Fósseis (DCF).

No segundo grupo de categorias de impacto, encontram-se os pontos finais de categoria. Nele, a maioria das categorias de impacto do nível intermediário é, posteriormente, convertida e agregada nos três pontos finais de categoria (*Endpoints*):

1. Danos à saúde humana (SH);
2. Danos à diversidade do ecossistema (DE); e
3. Danos à disponibilidade de recursos (DR).

Buscando facilitar a compreensão dos termos e significados utilizados, neste estudo as categorias de impacto intermediárias serão chamadas, apenas, de categorias intermediárias. Já as categorias de impacto finais serão denominadas: pontos finais de categoria. A Figura 2.6 esboça a relação entre os parâmetros de ICV, categorias intermediárias, indicadores de categoria e pontos finais de categoria.

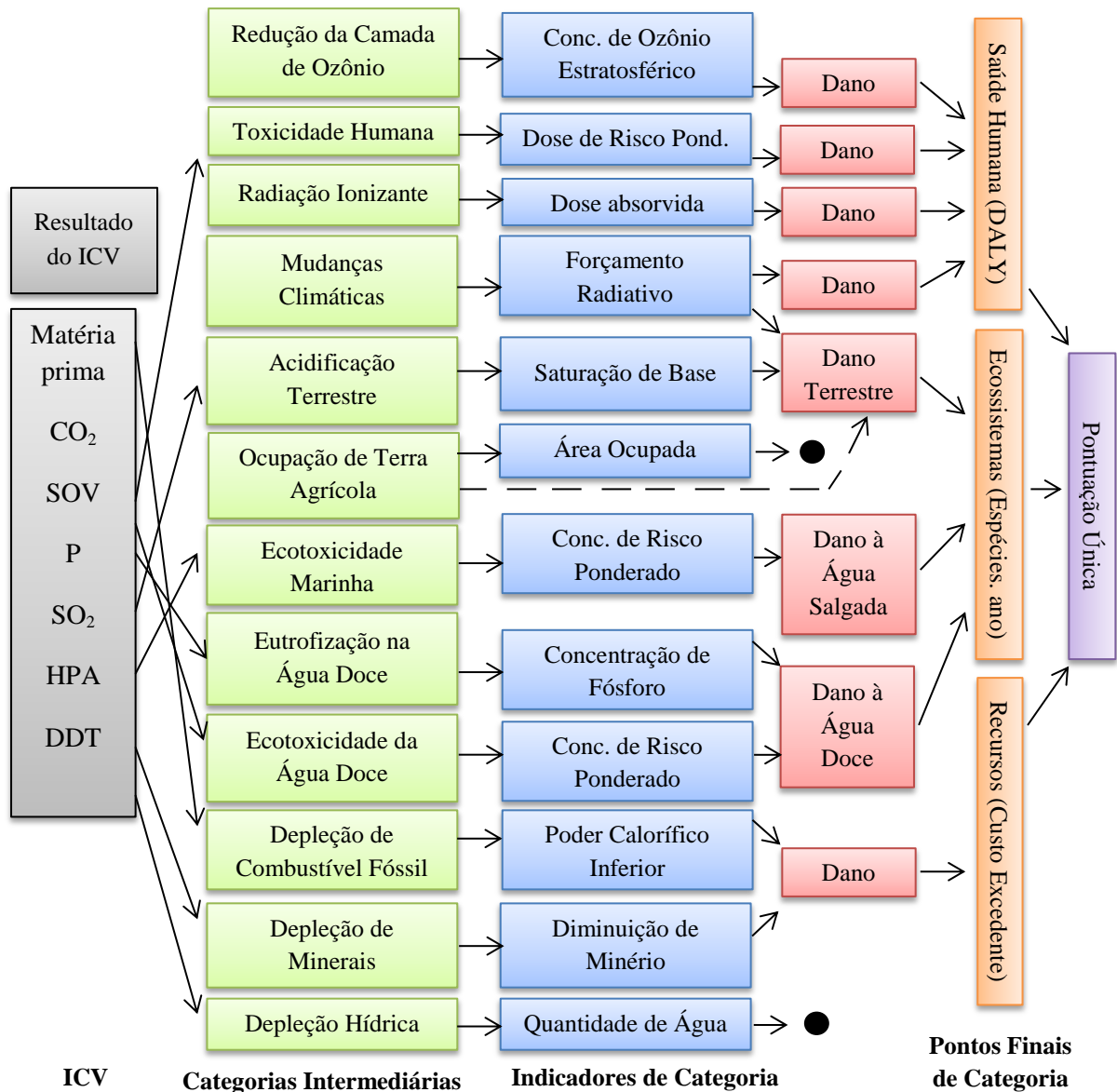


Figura 2.6 – Esboço da relação entre os parâmetros de ICV, categorias intermediárias, indicadores de categoria e pontos finais de categoria, no método ReCiPe 2008.

Adaptado de: GOEDKOOPE *et alii* (2013).

O ponto final de categoria *man-made environment* (ambiente antrópico) foi excluído do método ReCiPe devido a uma geral falta de consenso e abordagens. Enquanto as categorias intermediárias têm baixa incerteza, já que estão mais próximas dos resultados do inventário,

os pontos finais de categoria podem ter incertezas significativas, contudo são mais fáceis de entender e interpretar, que as primeiras (NAVARRO, 2006).

Categorias Intermediárias e seus Indicadores

As categorias intermediárias e indicadores de categorias selecionados para a confecção do método ReCiPe 2008 são apresentados na Tabela 2.3 (GOEDKOOP *et alii*, 2013).

Tabela 2.3 – Categorias intermediárias e seus respectivos indicadores de categoria.

Categoria intermediária		Indicador de categoria	
Nome	Abrev.	Nome	Unidade*
Mudanças Climáticas	MC	Forçamento radiativo infravermelho	W×ano/m ²
Redução da Camada de Ozônio	RCO	Concentração de ozônio estratosférico	ppt [‡] ×ano
Acidificação Terrestre	AT	Saturação de base	ano×m ²
Eutrofização na Água Doce	EAD	Concentração de fósforo	ano×kg/m ³
Eutrofização Marinha	EM	Concentração de nitrogênio	ano×kg/m ³
Toxicidade Humana	TH	Dose de risco ponderado	–
Formação de Oxidantes Fotoquímicos	FOF	Concentração de ozônio fotoquímico	kg
Formação de Material Particulado	FMP	Inalação de PM ₁₀	kg
Ecotoxicidade Terrestre	ETT	Concentração de risco ponderado	m ² ×ano
Ecotoxicidade da Água Doce	ETD	Concentração de risco ponderado	m ² ×ano
Ecotoxicidade Marinha	ETM	Concentração de risco ponderado	m ² ×ano
Radiação Ionizante	RI	Dose absorvida	homem×Sv
Ocupação de Terra Agrícola	OTA	Ocupação	m ² ×ano
Ocupação de Solo Urbano	OSU	Ocupação	m ² ×ano
Transformação de Área Natural	TAN	Transformação	m ²
Depleção Hídrica	DH	Quantidade de água	m ³
Depleção de Recursos Minerais	DRM	Diminuição de minério	kg ⁻¹
Depleção de Combustíveis Fósseis	DCF	Poder calorífico inferior	MJ

* A unidade do indicador apresentada é a unidade do fenômeno químico ou físico modelado. No método ReCiPe 2008 estes resultados são representados relativos a uma intervenção de referência em um estudo de ACV concreto. [‡] A unidade ppt se refere a unidades de cloro equivalente.

Adaptado de: (GOEDKOOP *et alii*, 2013).

De acordo com Goedkoop *et alii* (2013), a modelagem de intervenção em indicadores intermediários é realizada através do uso de fatores de caracterização. Cada um destes está relacionado a uma categoria intermediária, como pode ser visto na Tabela 2.4.

Tabela 2.4 – Fatores de caracterização das categorias intermediárias de impacto.

Categoria intermediária		Fator de caracterização
Abrev.	Unidade*	Nome
MC	kg (CO ₂ para o ar)	Potencial de aquecimento global
RCO	kg (CFC-11 para o ar)	Potencial de depleção da camada de ozônio
AT	kg (SO ₂ para o ar)	Potencial de acidificação terrestre
EAD	kg (P para a água doce)	Potencial de eutrofização na água doce
EM	kg (N para a água doce)	Potencial de eutrofização marinha
TH	kg (14DCB [€] para o ar urbano)	Potencial de toxicidade humana
FOF	kg (NMVOC para o ar)	Potencial de formação de oxidantes fotoquímicos
FMP	kg (PM ₁₀ para o ar)	Potencial de formação de material particulado
ETT	kg (14DCB para o solo industrial)	Potencial de ecotoxicidade terrestre
ETD	kg (14DCB para a água doce)	Potencial de ecotoxicidade da água doce
ETM	kg (14DCB para a água salgada)	Potencial de ecotoxicidade marinha
RI	kg (U ²³⁵ para o ar)	Potencial de radiação ionizante
OTA	m ² ×ano (terra agrícola)	Potencial de ocupação de terra agrícola
OSU	m ² ×ano (solo urbano)	Potencial de ocupação de solo urbano
TAN	m ² (área natural)	Potencial de transformação de área natural
DH	m ³ (água)	Potencial de depleção hídrica
DRM	kg (Fe)	Potencial de depleção de recursos minerais
DCF	kg (óleo [¥])	Potencial de depleção de combustíveis fósseis

* A unidade da categoria intermediária aqui é a unidade do resultado do indicador, assim representado relativo a uma intervenção de referência em um estudo concreto de ACV. [€]14DCB: 1,4-Diclorobenzeno. [¥] A extração de referência precisa é “oil, crude, feedstock, 42 MJ per kg, in ground” (petróleo bruto, matéria-prima, 42 MJ por kg, no solo “tradução do autor”).

Adaptado de: (GOEDKOOOP *et alii*, 2013).

Pontos Finais de Categoria e seus Indicadores

Nos pontos finais de categoria há menos diferenças entre os métodos existentes de AICV (GOEDKOOOP *et alii*, 2013). A Tabela 2.5 apresenta os pontos finais de categoria, indicadores e fatores de caracterização.

Tabela 2.5 – Pontos finais de categoria, indicadores e fatores de caracterização.

Pontos finais de Categoria		Indicador	
Nome	Abrev.	Nome	Unidade
Danos à saúde humana	SH	Anos de vida perdidos ajustados por incapacidade (DALY)	ano
Danos à diversidade do ecossistema	DE	Perda de espécies durante um ano (species.yr)	ano
Danos à disponibilidade de recursos	DR	Aumento do custo	\$

Adaptado de: (GOEDKOOOP *et alii*, 2013).

De acordo com Goedkoop *et alii* (2013), a ACV geralmente avalia os danos causados à saúde humana utilizando o conceito de “anos de vida perdidos ajustados por incapacidade” (DALY - *Disability Adjusted Life Years*). O DALY é um indicador que procura medir,

concomitantemente, o impacto da mortalidade e dos problemas de saúde que afetam a qualidade de vida dos indivíduos, ao medir os anos de vida perdidos seja por morte prematura (YLL – *Years of Life Lost*) ou incapacidade (YLD – *Years Lived with Disability*) em relação a uma esperança de vida ideal (SCHRAMM *et alii*, 2004).

Ecosistemas são heterogêneos e complexos de se monitorar. O modelo do método ReCiPe 2008 se concentra no fluxo de informação ao nível específico, ou seja, supõe-se que a diversidade de espécies representa, adequadamente, a qualidade do ecossistema. De acordo com Goedkoop *et alii* (2013), o fator de caracterização do ponto final de categoria “danos à diversidade do ecossistema” é calculado através da equação 1:

$$CF_{ED} = PDF_{terr} \times SD_{terr} + PDF_{fw} \times SD_{fw} + PDF_{mw} \times SD_{mw} \quad (1)$$

Onde,

CF_{ED} é o ponto final de categoria para danos à diversidade do ecossistema;

PDF_{terr} é o fator de caracterização em $PDF^2 \cdot m^2 \cdot ano$;

SD_{terr} é o fator de densidade de espécies para sistemas terrestres, em espécie/ m^2 ;

PDF_{fw} é o fator de caracterização em $PDF \cdot m^3 \cdot ano$;

SD_{fw} é a densidade de espécies para sistemas dulcícolas, em espécie/ m^3 ;

PDF_{mw} é o fator de caracterização em $PDF \cdot m^3 \cdot ano$;

SD_{mw} é a densidade de espécies para sistemas marinhos, em espécie/ m^3 .

Em relação à depleção de recursos, no método ReCiPe, o modelo deste tópico baseia-se no aumento do custo marginal (MCI, do inglês *marginal cost increase*) devido à extração de um recurso, sendo o MCI o fator que representa o aumento do custo de uma *commodity r* (US\$/kg), devido a uma extração ou produção (kg) de uma recurso *r* (GOEDKOOPE *et alii*, 2013). A unidade do MCI é em dólares americanos no ano de 2000 por quilo ao quadrado (US\$/kg²). Também é levado em consideração o valor do custo presente em \$/kg.

Incertezas e Cenários

A relação modelada reflete o conhecimento incompleto e incerto dos mecanismos ambientais envolvidos nas categorias de impacto (GOEDKOOPE *et alii*, 2013). No método ReCiPe 2008, são agrupadas diferentes fontes de incerteza e diferentes escolhas em um número limitado de cenários, de acordo com a “Teoria Cultural” de Thompson 1990: o

² Fração de Espécie Potencialmente Desaparecida.

individualista (I); o hierárquico (H); e o igualitário (E). Estes cenários são utilizados apenas para agrupar tipos similares de suposições e escolhas. Por exemplo:

- a) o cenário I é baseado em: um interesse em curto-prazo; tipos de impacto que são incontestáveis; e otimismo tecnológico em matéria de adaptação humana.
- b) o cenário H é baseado nos princípios normativos mais comuns com relação a prazo e outras questões; e
- c) o cenário E é o cenário mais precavido, levando em consideração: maior prazo; tipos de impacto que ainda não foram totalmente estabelecidos, mas para os quais alguns indicadores já estão disponíveis; etc.

Alguns exemplos de considerações nos cenários para o mecanismo ambiental que leva às categorias intermediárias podem ser vistos na Tabela 2.6.

Tabela 2.6 – Exemplos de considerações nos três cenários para o mecanismo ambiental que leva às categorias intermediárias.

Categoria intermediária	Cenários		
	I	H	E
Mudanças Climáticas	HT* de 20 anos	HT de 100 anos	HT de 500 anos
Acidificação Terrestre	HT de 20 anos	HT de 100 anos	HT de 500 anos
Toxicidade Humana	HT de 100 anos Orgânicos: todas as rotas de exposição. Metais: apenas na água potável e no ar. Apenas químicos carcinogênicos com TD ₅₀ [¥] classificados como 1, 2A, 2B pela IARC [€]	Infinito Todas as rotas de exposição para todos os químicos. Todos os químicos carcinogênicos com TD ₅₀ reportada.	Infinito Todas as rotas de exposição para todos os químicos. Todos os químicos carcinogênicos com TD ₅₀ reportada.

* HT – Horizonte de tempo. ¥TD: Dose tóxica média. € IARC: International Agency for Research on Cancer.

Adaptado de (GOEDKOOOP *et alii*, 2013).

Outros exemplos de considerações nos cenários para o mecanismo ambiental que leva aos pontos finais de categoria podem ser vistos na Tabela 2.7.

Tabela 2.7 – Exemplos de considerações nos três cenários para o mecanismo ambiental que leva aos pontos finais de categoria.

A partir da categoria intermediária	Cenários		
	I	H	E
Mudanças Climáticas	Adaptação total: sem riscos cardiovasculares; sem má nutrição; baixo risco relativo para desastres naturais.	Adaptação média: risco relativo médio para todos os mecanismos; sem diarreia: caso o PIB >6000 \$/ano.	Sem adaptação: altos riscos cardiovasculares; alto risco para desastres; alto risco de má nutrição.
Acidificação Terrestre	HT* de 20 anos	HT de 100 anos	HT de 500 anos
Depleção de Combustíveis fósseis	HT: 2030	Para carvão: HT: 2030 Para os demais: HT: 2030 – 2080	Para carvão: HT: 2030 Para os demais: HT: 2030 – 2080

* HT – Horizonte de tempo.

Adaptado de (GOEDKOOOP *et alii*, 2013).

Limitações do Método

Uma das limitações do método é a abrangência regional. Ele é mais indicado para países desenvolvidos em regiões temperadas (GOEDKOOOP *et alii*, 2013). Algumas condições regionais que podem afetar a validade do método são: condições higiênicas (acesso a água) e padrões de alimentação; diferenças nas condições meteorológicas em áreas tropicais; histórico de concentrações, que podem diferir significativamente entre regiões do mundo; e diferentes densidades populacionais, que podem ocasionar efeitos muito significativos. Estas distorções se aplicam principalmente aos modelos de exposição e destino das substâncias.

Para verificação desta limitação, foi analisado o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) do país. De acordo com PNUD (2012), o IDH pretende ser uma medida geral, sintética, do desenvolvimento humano. Atualmente, os três pilares que constituem o IDH são: saúde; educação; e renda. Considerou-se que o Brasil se enquadraria no grupo de países onde o método seria aplicável, pois o IDH do Brasil no ano de 2012 foi de 0,730, classificado como Desenvolvimento Humano Alto (PNUD, 2013).

Há outras limitações relacionadas com categorias intermediárias e pontos finais de categoria. Dentre as carências intermediárias, podem ser citados erosão, salinidade, ruído e iluminação (GOEDKOOOP *et alii*, 2013). Dentre os pontos finais, não se encontra o “dano ao ambiente antrópico” por ausência de disponibilidade de indicadores apropriados e fatores de caracterização. Outra limitação é a ausência de pontos finais de categoria para as categorias intermediárias “Depleção Hídrica” e “Eutrofização Marinha”, as quais são tratadas apenas no nível intermediário (*Midpoints*). O foco em regiões temperadas bem desenvolvidas também

implica que não foi incluído um número de mecanismos ambientais potencialmente importantes, como tópicos relacionados com utilização da terra (erosão, salinização e depleção do solo).

Um critério geral utilizado para definir as categorias intermediárias e seus indicadores é que estas devem ter um valor único em um método de AICV orientado para este nível (*Midpoint*), mas eles devem também ser utilizáveis como uma etapa intermediária em um método orientado para os pontos finais de categorias (*Endpoint*) (GOEDKOOOP *et alii*, 2013).

Uma implicação desta abordagem é que uma categoria intermediária de toxicidade baseada no quociente PEC/PNEC, sendo PEC a concentração ambiental prevista e PNEC a concentração para a qual não se prevê a ocorrência de um efeito (MARTINS, 2010), não pode ser utilizada em combinação com a PDF (Fração de Espécie Potencialmente Desaparecida) (PEGORARO, 2008) para o ponto final de categoria “qualidade do ecossistema”, pois neste caso particular, parte da informação necessária para calcular o ponto final de categoria seria perdida no nível intermediário (GOEDKOOOP *et alii*, 2013). Conseqüentemente, ou o nível intermediário, ou o final de categoria, ou ambos, deveriam ser aprimorados. Este critério é necessário para garantir que os indicadores dos pontos finais possam ser calculados utilizando os resultados dos cálculos intermediários.

Por fim, como em qualquer método, não é possível classificar todas as centenas (ou milhares) de substâncias envolvidas no inventário, sendo que os métodos estão em frequente aprimoramento para contemplar cada vez mais substâncias nos cálculos de impacto.

Requisitos de Qualidade dos Dados

Os dados utilizados neste método são originários da base de dados suíça Ecoinvent desenvolvida pelo *Swiss Centre for Life Cycle Inventories*. Este centro de pesquisas possui a base de dados líder mundial em relação a dados de ICV consistentes, transparentes e atuais (ETH ZURICH *et alii*, 2014). Em uma revisão de 222 artigos de ACV de sistemas de gestão de resíduos, a base de dados Ecoinvent foi a mais utilizada (Laurent *et alii*, 2013).

Esta base de dados apresenta em torno de 4000 conjuntos de dados para produtos, serviços e processos comumente utilizados nos estudos de caso de ACV (FRISCHKNECHT *et alii*, 2007b), como para: agricultura, suprimentos de energia, transportes, biocombustíveis e biomateriais, produtos químicos comuns e especiais, materiais de construção, materiais de embalagem, metais comuns e preciosos, processamento de metais, eletrônicos, tratamento de resíduos, etc. (ETH ZURICH *et alii*, 2014).

Ao se analisar um processo, a base de dados Ecoinvent sempre fornece o valor requisitado seguido das informações de incerteza. O valor é interpretado como sendo o valor “mais provável”, determinado por amostragem de muitas medidas diferentes (relativas àquele processo), sendo geralmente a média dos valores (GOEDKOOOP *et alii*, 2010). A amostra de valores medidos aparece como uma distribuição log-normal e as incertezas são expressas em desvio-padrão, que, no Ecoinvent, são estimadas através de uma matriz pedigree.

Uma propriedade típica da distribuição log-normal é que o quadrado do desvio-padrão geométrico cobre 95% do valor de confiança, assim um desvio padrão geométrico de 1,2 significa que 95% de todos os valores se encontram entre o valor mais provável vezes 1,2 e o valor mais provável dividido por 1,2 (GOEDKOOOP *et alii*, 2010). Se o quadrado do desvio-padrão for 1,0, significa que não há incerteza.

2.2.2 Utilização de Programas Computacionais como Ferramentas de ACV

Apesar da ACV ser uma boa ferramenta para avaliar o desempenho ambiental de um produto, ela consome muito tempo e recursos financeiros (KALAKUL *et alii*, 2014; Laurent *et alii*, 2013), sendo o tempo gasto fortemente influenciado pela coleta de dados de ICV para matérias primas, emissões, etc., e pelos fatores de caracterização correspondentes. Além disso, seus resultados devem sempre ser interpretados ou ponderados (EEA, 1997).

Dentre as limitações da ferramenta, podem-se citar: a complexidade e as interconexões entre os aspectos analisados. Como qualquer aspecto analisado (sejam emissões atmosféricas, seja um sinergismo entre compostos liberados no meio hídrico) está relacionado com diversos outros, encontra-se uma ausência de limites de interconexões. Há uma impossibilidade de se abranger todos os aspectos e, por isso, os limites da análise devem ser estabelecidos. Outro obstáculo é a grande quantidade de decisões necessárias para se conduzir um estudo, além da falta de padronização dos resultados, possibilitando diferentes conversões e interpretações.

Devido à grande quantidade de dados que devem ser considerados, armazenados e processados em qualquer ACV, muitas instituições e companhias desenvolveram programas computacionais para utilização em ACV, pois os computadores são ferramentas eficientes para este tipo de trabalho, pela possibilidade de armazenamento, facilidade de processamento e rápida realização de cálculos através de modelos computacionais (EEA, 1997; UNGER *et alii*, 2004).

Alguns programas foram desenvolvidos para realizar uma ACV completa, enquanto outros apenas analisam o inventário da ACV computado (EEA, 1997). Alguns exemplos de

empresas e programas desenvolvidos ou comercializados são: BOUSTED, ECOLOGIC, IDEA, PEMS, TEMIS, SimaPro, EcoPack2000, TEAM, OfE, LIFEWAY, LCAiT, GaBi, KCL-ECO, TetraSolver, POLCAGE, GEMIS e Umberto (LEE *et alii*, 2009; PIERAGOSTINI *et alii*, 2012; EEA, 1997). Além disso, novos programas continuam sendo criados (KALAKUL *et alii*, 2014).

Devido ao alto custo das ferramentas computacionais disponíveis comercialmente podendo superar 10 mil euros, deve-se avaliar sua adequação ao objetivo do estudo (EEA, 1997), devendo-se analisar:

- a) o banco de dados. Este deve ser vasto. Deve-se analisar as limitações do sistema (aplicabilidade ao estudo), a representatividade (se os dados são oriundos de uma média ou obtidos *in situ*), a especificidade (número de emissões) e qualidade dos dados (sua atualidade), além da possibilidade de armazenamento de novos dados;
- b) o cálculo de inventário. Deve-se avaliar a possibilidade de utilizar diferentes tipos de regras de alocação no cálculo;
- c) a análise de impacto. Deve-se verificar quais métodos são utilizados para a análise de impacto, se estão de acordo com os padrões da ISO, se os métodos de valoração precisam de tratamento antes de serem usados para identificar um cenário geográfico diferente, etc.;
- d) interpretação. Deve-se verificar se o programa pode auxiliar na interpretação da ACV e se há um módulo estatístico incluso;
- e) relatórios. Deve-se analisar se os recursos de relatório estão de acordo com a necessidade, além da possibilidade de exportação para outros programas, caso se deseje um tratamento adicional (para planilha eletrônica, por exemplo).

Comparação entre Programas Computacionais de ACV

Em 2005, foi realizada uma pesquisa com 28 programas e 9 bases de dados, disponíveis no mercado para ACV (SIEGENTHALER *et alii*, 2005). Esse guia objetivou o auxílio na identificação dos mais adequados para as necessidades de análise e informar sobre os desenvolvimentos recentes no mercado. Entre os programas computacionais comerciais pesquisados em 2005, em termos de licenças vendidas, cinco dominaram as estatísticas, nesta ordem decrescente: SimaPro; o programa japonês NIRE-LCA, atual AIST-LCA (RISS, 2009); LCAiT; Umberto; e GaBi.

AIST-LCA

O AIST-LCA Ver.4 é um programa desenvolvido pelo *Research Center for Life Cycle Assessment, National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (AIST)*, sendo sua versão prévia, NIRE-LCA, desenvolvida pelo *National Institute for Resource and Environment (NIRE)*. A versão 3 deste programa foi lançada em 2000 e mais de 700 cópias foram vendidas, ocupando a maior fatia do mercado japonês, contudo o programa foi confinado no território nipônico devido à limitação do idioma (SIEGENTHALER *et alii*, 2005; TECHATO *et alii*, 2009; RISS, 2009).

De acordo com RISS (2009), o programa AIST-LCA Ver.4 segue a série ISO 14040, possui mais de 400 conjuntos de dados em sua base de dados, é equipado com o método japonês de AICV “LIME” baseado na modelagem de pontos finais de categoria, apresenta possibilidade de importação/exportação de dados, dentre outras características. A versão anterior do programa, o NIRE-LCA, é apresentada por TAHARA *et alii* (1997); e TAHARA *et alii* (1999).

LCAiT

O programa LCAiT foi desenvolvido no Departamento de Tecnologia Industrial (CIT) na Universidade Técnica Chalmers (*Chalmers tekniska högskola*) na Suécia em 1992, sendo o primeiro programa com interface gráfica (ZBICINSKI *et alii*, 2006). Ele foi utilizado largamente para a análise de produtos e processos que se encontravam já no estágio de projeto, contendo uma base de dados de análise de impacto, com fatores de caracterização e ponderação (LEVIN, 2014).

Aparentemente, não tem sido tão utilizado atualmente, pois são encontradas poucas referências a esse programa, sendo algumas: ALDENTUN (2002); HAUSCHILD *et alii* (2005); LEE & PARK (2005). Além disso, Lee *et alii* (2009) indica diversos pontos negativos deste programa, como a inexistência de medidas de proteção de dados.

Umberto

O programa Umberto foi desenvolvido pelo Instituto de Informática Ambiental (*Institut für Umweltinformatik Hamburg – IFU*) e pelo Instituto de Energia e Ciência

Ambiental (*Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg – IFEU*), ambos alemães (ZBICINSKI *et alii*, 2006). Este programa é uma ferramenta poderosa para modelar, calcular e visualizar sistemas de fluxo de energia e materiais (ZBICINSKI *et alii*, 2006; CARVALHO *et alii*, 2012). Seus resultados podem ser avaliados utilizando indicadores de desempenho ambientais ou econômicos (ZBICINSKI *et alii*, 2006) e é baseado em redes Petri (*Petri networks*), escrituração de dupla entrada (*double-entry bookkeeping*) e contabilidade de custos, permitindo montagem de sistemas complexos e de cálculos combinados de material, energia e inventário (CARVALHO *et alii*, 2012).

Segundo Saraiva *et alii* (2007), este programa possui um caráter científico, uma grande flexibilidade, possibilitando o desenvolvimento de qualquer tipo de sistema e permite o desenvolvimento de cálculos específicos fidelizando o sistema ao ambiente a que pertence.

GaBi

O programa GaBi (acrônimo de *Ganzheitlichen Bilanzierung*, “Equilíbrio Holístico”) foi desenvolvido pelo Departamento de Engenharia de Ciclo de Vida no Instituto para Testagem de Polímeros e Ciência de Polímeros (*Institut für Kunststoffprüfung und Kunststoffkunde – IKP*) na Universidade de Stuttgart, na Alemanha (ZBICINSKI *et alii*, 2006). É um programa de modelagem de ACV que modela todos os elementos de um produto, ou sistema, em uma perspectiva de ciclo de vida, permitindo às empresas tomarem decisões informadas na manufatura e ciclo de vida de qualquer produto manufaturado (PE INTERNATIONAL, 2014; CARVALHO *et alii*, 2013). É utilizado, também, para organizar dados de inventários e realizar análises de impacto (TONG *et alii*, 2013).

SimaPro

O SimaPro é um programa computacional desenvolvidos pelo grupo holandês PRÉ Consultants. Ele foi lançado em 1990 e é utilizado para análise de produtos, processos e serviços em acordo com a ISO 14040 (ZBICINSKI *et alii*, 2006). Ele inclui opções extensivas de filtragem, cenários complexos de tratamento de resíduos e reciclagem, alocação de múltiplos processos de saídas e recursos analíticos, como a Análise de Monte Carlo. Além disso, vem integrado com as conhecidas bases de dados Ecoinvent e é utilizado em uma variedade de aplicações, como cálculo da pegada ecológica de carbono, design de produto e

Ecodesign, declaração ambiental de produto (EPD), análise de impacto ambiental de produtos ou serviços e relatórios ambientais (CARVALHO *et alii*, 2013).

Em 1996, Menke *et alii* (1996) conduziram um projeto para avaliar os programas de ACV disponíveis, para um potencial uso nas bases de dados de matérias primas canadenses e averiguaram que o SimaPro já era o programa escolhido por muitas companhias como a ferramenta de análise de projetos de melhoria de produtos. O SimaPro se manteve líder em vendas (SIEGENTHALER *et alii*, 2005) e o mais utilizado para aplicações de ACV na literatura analisada (PIERAGOSTINI *et alii*, 2012; LAPINSKIENE & MARTINAITIS, 2013; GOEDKOOOP *et alii*, 2010; HOSPIDO *et alii*, 2012), tendo muitos trabalhos baseados nele, podendo-se citar: López-Sabirón *et alii* (2014); e Fiorentino *et alii* (2014). Laurent *et alii* (2013), buscando observar o aumento da utilização da ACV na gestão de resíduos, analisaram 222 estudos de ACV de sistemas de gestão de resíduos publicados e observaram que, dentre os estudos que utilizaram e especificaram programas de ACV, a maioria utilizou o SimaPro.

3 METODOLOGIA

Apesar do processo de tratamento por reatores UASB, exclusivamente, não conseguir liberar um efluente em conformidade com a legislação, sua comparação é incluída neste estudo, inspirada por um evento ocorrido no Brasil, em que o reator UASB foi utilizado sem pós-tratamento, como uma primeira etapa de um cronograma de implantação: no processo de construção da ETE Onça, na cidade de Belo Horizonte – MG. Primeiramente foi implantada a etapa anaeróbia em 2006 (CONTAGEM, 2006), e apenas em 2010 foi implantado o pós-tratamento aeróbio (MINAS GERAIS, 2010). Além disso, mesmo que este processo não atinja todas as metas legais de lançamento, ele apresenta uma considerável redução de consumo energético. Portanto, frente à preocupação, não apenas com os impactos hídricos, mas também com os globais, buscando se aproximar de uma visão holística, decidiu-se incluir este processo na comparação.

3.1 Método de AICV e Ferramenta Computacional Utilizados

Para a avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV), o método de avaliação de impacto ambiental selecionado é o ReCiPe 2008, pois apresenta harmonização entre categorias intermediárias e pontos finais de categoria, além de representar o estado da arte relacionado à AICV na Holanda (GOEDKOOPE *et alii*, 2013).

Para levantar o inventário do ciclo de vida (ICV) das substâncias e realizar a AICV, utiliza-se o programa computacional SimaPro 7.2 (PRÉ Consultants), escolhendo-se na biblioteca de métodos disponíveis no programa: o método “ReCiPe Midpoint (E) versão 1.04/World ReCiPe E/E” para a etapa de classificação e caracterização.

Para as análises da avaliação de dano, normalização, ponderação e para os diagramas de Sankey, é utilizado o método de AICV “ReCiPe Endpoint (E) / World ReCiPe E/E” disponível no programa. O conjunto de normalização/ponderação “World ReCiPe E/E” se refere aos valores de normalização mundiais com o grupo de ponderações pertencendo ao cenário igualitário (PRÉ CONSULTANTS, 2010). A Tabela 3.1 apresenta os valores de normalização e ponderação adotados para cada ponto final de categoria utilizando este método de AICV.

Para a obtenção dos valores normalizados, possibilitando uma comparação adimensional dos resultados das categorias intermediárias na avaliação de dano, os valores obtidos são multiplicados pelos valores de referência de normalização da Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Valores de normalização e ponderação adotados no método de AICV ReCiPe Endpoint (E) versão 1.04 / World ReCiPe E/E.

Pontos finais de categoria	Normalização	Ponderação
Danos à saúde humana	42,2	300
Danos à diversidade do ecossistema	433	500
Danos à disponibilidade de recursos	4,56E-05	200

A obtenção dos valores de pontuação única das ACVs dos três processos envolve a multiplicação dos valores normalizados pelos pesos de ponderação apresentados na Tabela 3.1.

3.2 Geração de Dados de Entrada

Para atender aos objetivos propostos de comparação das ACVs é necessária a geração de dados para se alimentar o programa computacional. Os dados considerados como entradas no estudo são:

- ✓ a massa de concreto utilizada para a construção das unidades de tratamento, incluindo seus insumos e emissões referentes à fabricação do concreto;
- ✓ a eletricidade necessária para o funcionamento da estação, incluindo seus insumos e emissões referentes à sua produção; e
- ✓ o transporte do lodo, gerado durante o processo, para o aterro sanitário.

Os dados considerados como saídas no estudo são:

- ✓ o volume de esgoto tratado, incluindo os poluentes presentes; e
- ✓ a eletricidade gerada através da conversão do metano produzido anaerobicamente.

Além disso, algumas premissas são adotadas:

- a) o único material analisado para a construção tanto do tratamento primário como do secundário é o concreto, cuja densidade é de 2380 kg/m³ (KELLENBERGER *et alii*, 2007), conforme descrito no APÊNDICE A – Dados dos componentes (subprocessos);
- b) os dados de construção da etapa de tratamento preliminar dos três processos para uma vazão afluente de 3000 m³/d foram obtidos no trabalho de Navarro (2006), onde a autora utilizou dados de materiais fornecidos por uma construtora para esta vazão. Utilizaram-se apenas as quantidades relativas ao concreto e concreto armado, porém ambos foram tratados, simplesmente, como concreto no ambiente computacional,

perfazendo um volume total de 115 m³ de concreto, respeitando a densidade de 2380 kg/m³;

- c) o transporte do lodo é realizado através de frete de caminhão europeu de 7,5 – 16t (SPIELMANN *et alii*, 2007), pois se enquadra em um caminhão poliguindaste, capaz de transportar 10 toneladas (caminhão típico de coleta de lodo). Este transporte também foi selecionado por Hospido *et alii* (2012) em seus estudos. Os dados do transporte estão detalhados no APÊNDICE A;
- d) a distância arbitrada tem como referência a distância de 72 km, correspondente à distância entre a Estação de Tratamento de Esgotos de Alegria (ETE-Alegria), RJ, e o Centro de Tratamento de Resíduos (CTR) de Seropédica –RJ;
- e) a análise do impacto ambiental potencial medido pelo ambiente computacional leva em consideração o desempenho bruto da tonelada por quilômetro, tendo como referência a unidade tkm. Esta é uma unidade de medida de transporte de cargas, que representa o transporte de 1 tonelada de mercadorias por um determinado modal de transporte (rodoviário, ferroviário etc.) a uma distância de 1 quilômetro (EUROSTAT, 2013);
- f) os dados da eletricidade consumida nos processos são considerados como sendo provenientes da matriz elétrica brasileira (FRISCHKNECHT *et alii*, 2007a), conforme descrito no APÊNDICE A;
- g) a eletricidade gerada na conversão do metano apresenta as mesmas características que a consumida pelos processos;
- h) o concreto, após 25 anos, será disposto em um aterro de resíduos de construção. O destino final para o desmantelamento do concreto está de acordo com o preconizado por Doka (2007), descrito no APÊNDICE A, contudo o transporte do concreto não é contabilizado; e
- i) os impactos relacionados com DBO, DQO, Nitrogênio e Fósforo estão baseados de acordo com as premissas encontradas no trabalho de Doka (2007), descritas no APÊNDICE A.

Os dados das entradas e saídas do estudo são obtidos da base de dados suíça Ecoinvent. As informações sobre a origem dos dados, os processos de infraestrutura, as unidades, os processos inclusos, os comentários gerais, as datas de abrangência, as informações geográficas e tecnológicas, os procedimentos de amostragem e os ajustes de incerteza, se encontram discriminados no APÊNDICE A.

Para obtenção dos demais dados de entrada faz-se necessário o dimensionamento hidráulico-sanitário e o cálculo dos requisitos operacionais dos mesmos, cujas respectivas memórias de cálculo são apresentadas nos APÊNDICES B (Cálculos de dimensionamento do Processo CASP), C (Cálculos de dimensionamento do Processo UASB) e D (Cálculos de dimensionamento do Processo UASB seguido de Tanque de Aeração). Para tanto, as seguintes premissas são adotadas:

3.2.1 Premissas Comuns aos Três Sistemas

As premissas comuns aos três sistemas são elencadas a seguir:

- a) vazão afluente de esgoto doméstico de 3000 m³/d (ORTIZ *et alii*, 2007);
- b) concentrações afluentes de alguns parâmetros: DQO = 560 mg/L, DBO₅ = 225 mg/L, SST = 230mg/L, N_{total} = 52mg/L e P_{total} = 10mg/L (*id.*);
- c) concentrações efluentes de nitrogênio e fósforo: N_{total} = 52mg/L e P_{total} = 10mg/L. Considera-se que não há desnitrificação nos tanques de aeração, nem remoção de fósforo;
- d) adota-se uma espessura de 0,3 metros para as paredes das unidades operacionais;
- e) nos três processos, é considerada a existência de um tanque pulmão, assumindo-se que a centrífuga possa falhar em algum momento, necessitando de reparos e paralisando momentaneamente o processo. O tempo máximo de paralização estipulado é de sete dias, dimensionando-se uma unidade capaz de comportar o lodo digerido até a regularização do processo. A altura arbitrada desta unidade é de 5,0 m;
- f) para a secagem do lodo, é escolhido o método de centrifugação. Segundo a ABNT (2011), o teor de sólidos (TS) na torta de lodo gerada (digerido anaerobicamente) pode variar entre 18 e 30%. O valor de TS escolhido é de 24% (valor médio). O valor arbitrado de captura de sólidos na torta é de 95% e a densidade do lodo seco (ρ_s) é estimada em 1060g/L. A capacidade de desidratação da centrífuga (Cap_{des}) = 10 m³/h (modelo de referência da centrífuga: Type HS-366L da IHI Corporation). O desempenho oficial da centrífuga de referência é de 8≈12 m³/h (IHI, 2013) e a potência da centrífuga (P_c) = 30 kW;
- g) considera-se o tempo de operação de 25 anos para os processos, tendo cada ano 365 dias;
- h) o teor de metano no biogás pode variar de 65 a 70% (JORDÃO & PESSÔA, 2011), sendo o valor escolhido de 70%;

- i) para a verificação do volume de gás carbônico liberado no caso da queima do metano gerado, consideram-se as condições normais de temperatura e pressão (CNTP) e um rendimento do processo de combustão de 100%; e
- j) o rendimento para a produção de eletricidade é extremamente baixo, em geral da ordem de apenas 25 a 35%, sendo o valor adotado de 30%.

3.2.2 Premissas Comuns aos Processos CASP e UASB-TA

As premissas comuns aos processos CASP e UASB-TA são elencadas a seguir:

- a) as concentrações efluentes de alguns parâmetros: DQO = 125 mg/L, DBO₅ = 25 mg/L, SST = 35mg/L (ORTIZ *et alii*, 2007);
- b) o coeficiente de produção de biomassa (Y_{obs}) pode variar de 0,4 a 0,8 kgSSV/kgDBO removida (JORDÃO & PESSÔA, 2011), sendo o valor adotado de 0,55 kgSSV/kgDBO removida;
- c) a fração de respiração endógena (kd) pode variar de 0,001 a 0,15/d (*id.*), sendo o valor adotado de 0,07/d;
- d) a densidade do lodo secundário (ρ_2) é de 1000 g/L;
- e) a massa específica do lodo secundário (γ_2) é de 1 g/cm³;
- f) a relação alimento/microrganismo (A/M) varia na faixa de 0,2 a 0,7 kgDBO/kgSSV.d para sistemas convencionais, sendo o valor adotado de 0,4 kgDBO/kgSSV.d;
- g) a concentração de SSTA se apresenta na faixa de 1500 a 4500 mg/L (*ibid.*), sendo adotado o valor de 3500 mg/L;
- h) a concentração de Sólidos Suspensos Voláteis no Tanque de Aeração (SSVTA) é em torno de 70% do valor de SSTA (VON SPERLING, 2005b), sendo adotado 2500 mg/L (71,43% do SSTA);
- i) é adotado um tanque de aeração de formato retangular;
- j) de acordo com Jordão & Pessôa (2011), a concentração de SST no retorno de lodo (SSTR_L) costuma variar entre 7500 e 15000 mg/L, adotando-se no estudo o valor 7500 mg/L;
- k) altura escolhida para o tanque de aeração: 3,5 m;
- l) oxigenação: de acordo com Jordão & Pessôa (2011), a fração da matéria removida que é usada para energia (a') e a quantidade de oxigênio utilizado por dia (em kg) por kg de lodo no TA, para a fase de respiração endógena (b') já são conhecidos para esgotos domésticos (a' em torno de 0,52, e b' de 0,12 d⁻¹);

- m) a norma sugere que a massa de O_2 seja, pelo menos, igual a 1,5 vezes a carga de DBO aplicada (*id.*);
- n) adotando-se aeradores de baixa rotação a capacidade teórica de transferência de oxigênio (N_o) é de 2,1 kgO_2/kWh (JORDÃO & PESSÔA, 2011);
- o) relação $N/N_o = 0,65$ (para uma temperatura da água de 25°C) (*id.*); e
- p) apenas 1 decantador secundário com uma altura de 3,50 m.

3.2.3 Premissas do Processo CASP

As Premissas do processo CASP são elencadas a seguir:

- a) a porcentagem de remoção de DBO no decantador primário é de 25 a 35% (JORDÃO & PESSÔA, 2011), sendo escolhida 30%;
- b) a porcentagem de remoção de SST no decantador primário é de 40 a 60% (*id.*), adotando-se 50%;
- c) o TS encontrado no lodo primário pode variar de 3 a 10% (*ibid.*), selecionando-se 2% (observações empíricas);
- d) a relação sólidos suspensos voláteis/ sólidos suspensos totais (SSV/SST) = 75% (*ibid.*);
- e) a massa específica do lodo primário (γ_1) = 1,02 g/cm^3 ;
- f) a densidade do lodo primário (ρ_1) = 1007 g/L ;
- g) a taxa de aplicação superficial no decantador primário igual a 55 $m^3/m^2.d$ (abaixo de 60 $m^3/m^2.d$, como sugerido por Jordão & Pessôa, 2011);
- h) apenas 1 decantador primário com uma altura de 4,0 m;
- i) como a idade do lodo é inferior a 18 dias e a relação A/M é superior a 0,15 $kg\ DBO/KgSSVTA.d$, a Norma Brasileira recomenda uma taxa de aplicação superficial no decantador secundário de 28 $m^3/m^2.d$ (*id.*);
- j) a taxa de aplicação de sólidos (Tx_s): quando a idade do lodo é inferior a 18 dias, ou a relação A/M é superior a 0,15 $kg\ DBO/KgSSVTA.d$, a taxa de aplicação de sólidos deve ser igual ou inferior a 144 $kg/m^2.d$ (*ibid.*);
- k) adensador por gravidade: segundo a norma, a taxa de aplicação de sólidos deve ser menor que 50 $kg\ SST/m^2.d$ (ABNT, 2011). Valor adotado: 45 $kg\ SST/m^2.d$;
- l) a captura de sólidos nos adensores por gravidade varia de 85 a 90% (JORDÃO & PESSÔA, 2011), adotando-se, na análise, 85%;
- m) o teor de sólidos (TS) no lodo adensado é de 2 a 6%, adotando-se 4%;

- n) a vazão de diluição (Q_{dil}) adotada é de 30,0 m³/d, atendendo a taxa de aplicação hidráulica efetiva de 6 a 12 m³/m².d (APÊNDICES B e D);
- o) considera-se apenas 1 adensador com uma altura de 3,50 m;
- p) segundo Jordão & Pessôa (2011), recomenda-se que a taxa de aplicação hidráulica efetiva para adensadores de lodo misto se encontre entre 6 e 12m³/m².d, e que o tempo de retenção do lodo seja mantido entre 0,5 e 2,0 dias;
- q) a taxa de aplicação de SSV no digestor anaeróbico é de 0,5 a 1,2 kgSSV/m³.d (ABNT, 2011), assumindo-se o valor de 0,85 kg SSV/m³.d (valor médio);
- r) o tempo mínimo de digestão recomendado (digestor convencional homogeneizado) é 30 dias (JORDÃO & PESSÔA, 2011);
- s) a faixa usual de teor de sólidos (TS) no lodo digerido é da ordem de 2,5 a 7,0 % (*id.*), adotando-se 2,52%;
- t) a redução esperada de Sólidos Voláteis (SV) no lodo digerido está entre 40 e 60% (*ibid.*), adotando-se 50%;
- u) a altura adotada para o digestor anaeróbio: 10 m;
- v) a produção de biogás, de acordo com Jordão & Pessôa (2011), pode variar entre 0,8 e 1,1 m³/kg de SV destruídos, adotando-se 0,95 m³/kg de SV.

3.2.4 Premissas Comuns aos Processos UASB e UASB-TA

As premissas comuns aos processos UASB e UASB-TA são elencadas a seguir:

- a) TDH típico do reator UASB: entre 6 e 10h (JORDÃO & PESSÔA, 2011). TDH estipulado é de 8h;
- b) segundo Chernicharo (2007), no tratamento de esgotos domésticos em reatores que desenvolvem predominantemente lodo floculento, os reatores apresentam alturas úteis entre 4,0 e 5,0 m. A altura (h) escolhida é 4,5 m;
- c) a carga biótica (CB) refere-se à quantidade de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator, por unidade de biomassa presente no reator (*id.*). CB usual é de 0,1 a 0,4 kgDQO/kgSTV.d, sendo escolhida 0,1 kgDQO/kgSTV.d;
- d) segundo Chernicharo (2007), no caso de pequenos sistemas para o tratamento de esgotos domésticos, tem sido usual a utilização de módulos UASB com volumes da ordem de 400 a 500 m³;
- e) estudo experimentais demonstram que a carga hidráulica volumétrica teórica (CHVt) no reator não deve exceder 5m³/m³.d (*id.*);

- f) comprimento (L) do reator: 15,0 m;
- g) largura (w') do reator: 7,5 m;
- h) valores de carga orgânica volumétrica (Cv) acima de 3,5 kg DQO/m³.d resultariam em velocidade ascensional excessiva no reator (*ibid.*);
- i) a velocidade ascensional no reator deve se encontrar entre 0,5 e 0,7 m/h (*id.*);
- j) sistema de decantação:
- comprimento (L): 15,0 m,
 - largura deve ser da ordem de 2,5 a 3,5 m (JORDÃO & PESSÔA, 2011),
 - largura do coletor de gás adjacente adotada (lc): 0,35m (sugerido por Chernicharo, 2007),
 - número escolhido de compartimentos de decantação para cada reator (n_{con}): 5,
 - largura adotada para cada coletor de gás, junto à interface líquido-gás (L_i): 0,25m (sugerido por Chernicharo, 2007),
 - comprimento considerado de cada decantador (C_{dec}) ao longo da largura do reator: 7,5 m,
 - de acordo com Chernicharo (2007), a taxa de aplicação superficial no compartimento de decantação (q_{S-dec}) deve ser ≤ 0,8m/h,
 - a altura da aba inclinada do compartimento de decantação (h1) = 1,6 m (adotado),
 - a altura da aba vertical do compartimento de decantação (h2) = 0,40 m (adotado),
 - a inclinação da aba do compartimento de decantação em relação à horizontal (α) > 50° (*id.*),
 - o tempo de detenção hidráulica (TDH) no compartimento de decantação deve ser maior ou igual a 1,5 h (*ibid.*),
- k) a eficiência de remoção de DQO (E_{DQO}) no reator é de 40 a 80% (*ibid.*), adotando-se 40%;
- l) a eficiência de remoção de DBO (E_{DBO}) no reator é de 40 a 90% (*ibid.*), adotando-se 70%;
- m) o valor do coeficiente de produção de sólidos no UASB, em termos de DQO (Y_{obs}) pode variar entre 0,11 a 0,23 kgDQO_{lodo}/kgDQO_{aplicada}), onde kgDQO_{lodo} é a massa de lodo gerado anaerobicamente, em kg, enquanto kgDQO_{aplicada} é a massa de DQO aplicada ao reator, também em kg. O valor escolhido é de 0,21 kgDQO_{lodo}/kgDQO_{aplicada} (*ibid.*);
- n) a temperatura do reator: 25°C;
- o) a DQO correspondente a 1 mol de CH₄: 64g DQO/mol (*ibid.*);

- p) a constante universal dos gases ideais: 0,08206 atm.L/mol.K;
- q) a velocidade através das aberturas de passagem para o decantador, durante vazão média afluyente, deve ser menor ou igual a 2,5 m/h (*ibid.*);
- r) os valores de coeficiente de sólidos no sistema (Y) para o tratamento de esgotos domésticos são da ordem de 0,1 a 0,2 kgSST/kgDQO_{aplicada} (*ibid.*), sendo o valor adotado de 0,18 kgSST/kgDQO_{aplicada};
- s) a massa específica do lodo anaeróbio (Y_a) é usualmente da ordem de 1020 a 1040 kg/m³ (*ibid.*), sendo adotado 1020 kg/m³; e
- t) a espessura da parede do separador trifásico (l_{sp}): 0,1m.

3.2.5 Premissas do Processo UASB-TA

As Premissas do processo UASB-TA são elencadas a seguir:

- a) como a idade do lodo é superior a 18 dias, a Norma Brasileira recomenda uma taxa de aplicação superficial no decantador secundário de 16 m³/m².d (JORDÃO & PESSÔA, 2011); e
- b) T_{X_S} : quando a idade do lodo é superior a 18 dias, a taxa de aplicação de sólidos deve ser igual ou inferior a 120 kg/m².d (JORDÃO & PESSÔA, 2011).

3.2.6 Dados Gerados

Assumindo a vazão de 3000 m³/d, mesmo valor utilizado por Ortiz *et alii* (2007) a partir de uma ETE em operação existente em Tauste (Espanha), e com as premissas adotadas, os cálculos de dimensionamento são realizados (APÊNDICES B, C e D). Na tabela 3.2 é apresentado um resumo das informações geradas nos APÊNDICES B, C e D, com as principais características das unidades dimensionadas.

Os seguintes dados de entrada alimentam o programa: volume de esgoto tratado; massa de concreto utilizada; DBO, nitrogênio e fósforo totais no efluente; eletricidade consumida; metano gerado; eletricidade gerada (proveniente da conversão do metano); lodo gerado; e massa transportada x distância. Os valores desses dados são, resumidamente, apresentados na Tabela 3.3.

Tabela 3.2 - Resumo dos principais resultados adotados e gerados nos dimensionamentos.

Unidades*	Características	CASP	UASB	UASB-TA
Decantador Primário	Taxa de aplicação superficial ($m^3/m^2.d$)	55		
	Raio (m)	4,17		
	Altura (m)	4,0		-
	Volume de concreto (m^3)	47,8		
Reator UASB	Tempo de detenção hidráulico (TDH) (h)			8
	Altura (m)			4,5
	Comprimento (m)			15,0
	Largura (m) /reator			7,5
	Volume unitário teórico de cada reator (m^3)			500
	Número de reatores			2
	Número total de compartimentos de decantação			10
	Comprimento de cada coletor de gás (m)			4,76
	Largura externa de cada coletor de gás (m)			0,26
	Larg. da aba inclinada do compart. de decant. (m)			1,02
	Alt. da aba inclinada do compart. de decant. (m)			1,6
	Alt. da aba vertical do compart. de decant. (m)			0,4
	TDH nos decantadores (h)			2,3
	Carga de DQO convertida em CH_4 ($kgDQO_{CH_4}/d$)			319,2
Produção volumétrica de metano (m^3/d)			122,0	
Volume de concreto (m^3)			262,7	
Tanque de Aeração	TDH (h)	3,8		1,6
	Volume do tanque (m^3)	472,5		202,5
	Idade do lodo (d)	12,2		20,43
	Largura (m)	4,74	-	3,11
	Comprimento (m)	28,46		18,63
	Massa de oxigênio necessário (kgO_2/d)	708,75		303,75
	Volume de concreto (m^3)	110,23		63,0
Decantador Secundário	Taxa de aplicação superficial ($m^3/m^2.d$)	28		16
	Raio (m)	5,84		7,73
	Altura (m)	3,5		3,5
	Volume de concreto (m^3)	70,67		107,22
Adensador por Gravidade	Taxa de aplicação de sólidos ($kg SST/m^2.d$)	45		
	Raio (m)	1,84		
	Altura (m)	3,5		
	Volume de concreto (m^3)	15,37		-
Digestor Anaeróbico	Tempo de detenção do lodo (d)	34,8		
	Volume útil (m^3)	355,8		
	Altura (m)	10		
	Raio (m)	3,37		
	Volume de concreto (m^3)	84,79		

Unidades*	Características	CASP	UASB	UASB-TA
Tanque Pulmão	Tempo de detenção do lodo (d)	7		
	Volume útil (m ³)	71,54	51,88	
	Altura (m)	5,0	5,0	
	Raio (m)	2,13	1,82	
	Volume de concreto (m ³)	24,41	20,24	
Centrifugação	Captura de sólidos na torta (%)	95		
	Densidade do lodo seco (g/L)	1060		
	Capacidade de desidratação da centrífuga (m ³ /h)	10		
	Carga mássica de lodo gerado (t/d)	1,08	1,27	
Transporte do Lodo	Capacidade de transporte (t)	10		
	Desempenho bruto da ton. por quilômetro/dia (tkm)	720		

* Em todas as unidades, a espessura adotada para as paredes é de 0,3 m.

Tabela 3.3 - Resumo dos principais resultados dos dimensionamentos que alimentam o programa.

Parâmetro*	Unidade	Processos		
		CASP	UASB	UASB-TA
Volume de esgoto tratado	ML ^r	27375	27375	27375
Massa de Concreto	T	1114,4	947,1	1352,2
DBO total no efluente	tO ₂ ^ε	684,4	1847,8	684,4
Massa de nitrogênio total no efluente	tN	1423,5	1423,5	1423,5
Massa de fósforo total no efluente	tP	273,8	273,8	273,8
Eletricidade consumida	MWh	5000,70	202,89	2226,14
Metano gerado	ML	917,72 ^φ	1112,92	1112,92
Calor produzido	TJ	32,85	39,84	39,84
Eletricidade gerada ^ψ	MWh	2737,85	3320,21	3320,21
Lodo Gerado	t	9861,25	11577,98	11577,98
Massa Transportada x distância	tkm	710009,8	833614,7	833614,7

*Considerando um período de tempo de 25 anos. ^r Megalitros (1 ML = 1000 m³). ^ε No volume total. ^φ Valor médio. ^ψ Assumindo-se 30 % de eficiência de geração de eletricidade, a partir do calor produzido da queima do metano.

3.3 Análise de ICV

Alimentando o programa com os dados da Tabela 3.3 é possível obter o inventário de ciclo de vida (ICV). A compilação dos dados no ICV referentes aos materiais, energia e transporte é realizada e apresentada pelo próprio ambiente computacional. Todos os conjuntos de dados são lidos e comentados antes de seu armazenamento na base de dados, tendo responsáveis pela revisão interna ou validação (FRISCHKNECHT *et alii*, 2007b) destes dados. As revisões existentes estão inclusas no APÊNDICE A.

Os dados compilados de matérias primas (entradas) e das emissões, efluentes e resíduos (saídas) para o meio ambiente, totalizam 723 substâncias, das quais 364 não são contempladas pelo método ReCiPe 2008 (PRé CONSULTANTS, 2010).

3.4 Componentes (subprocessos) principais da ACV aplicados à tecnologia de tratamento dos esgotos

Neste estudo, os subprocessos que compõem os processos CASP, UASB e UASB-TA são denominados “componentes”, os quais podem levar a impactos ambientais positivos ou negativos. Os componentes que fazem parte do estudo, em seus respectivos processos, são:

- a) **Concreto** – material utilizado apenas para a construção das unidades específicas em cada um dos processos, sendo o volume final o resultado do somatório do volume das unidades com o volume de concreto utilizado por Navarro (2006) para a construção do tratamento preliminar;
- b) **Efluente** – compreende as cargas de DBO₅, nitrogênio total e fósforo total liberadas no efluente tratado para o corpo d’água receptor;
- c) **Transporte do lodo** – transporte do lodo gerado na ETE para o aterro sanitário, por caminhão europeu de 7,5 – 16t (SPIELMANN et alii, 2007) com capacidade de transporte de 10 toneladas;
- d) **Eletricidade consumida** – energia requerida pelo sistema de aeração do processo de lodos ativados e/ou pela unidade de centrifugação do lodo;
- e) **Eletricidade gerada** – geração de energia elétrica a partir do aproveitamento e combustão do metano produzido nos reatores anaeróbios; e
- f) **Destino final** – a disposição final dos resíduos das construções.

3.5 Análise de Sensibilidade

Para a verificação da robustez dos resultados, é feita uma análise de sensibilidade modificando variáveis e metodologias. As variáveis mais relevantes observadas no processo de dimensionamento, neste estudo, estão listadas na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 – Variáveis mais relevantes do estudo, separadas por unidade de tratamento.

Parâmetros variáveis mais relevantes	Mínimo	Máximo	Unidade
Decantador Primário			
Remoção de DBO	25	35	%
Remoção de SST	40	60	%
Teor de sólidos no lodo	3	10	%
Tanque de Aeração			
C_m (A/M)	0,2	0,7	kgDBO/kgSSV.d
Coefficiente de produção (Y_{obs})	0,4	0,8	kgSSV/kgDBO removida
Fração da respiração endógena (kd)	0,001	0,15	/d
SSTA	1500	4500	mg/L
SSVTA	1050	3150	mg/L (70% do SSTA)
SSTRL	7500	15000	mg/L
Adensador por Gravidade			
Teor de sólidos no lodo misto adensado	2	6	%
Recuperação (captura) de sólidos	85	90	%
Taxa de aplicação hidráulica efetiva	6	12	m ³ /m ² .d
Digestor Anaeróbio			
Redução esperada de SV no lodo digerido	40	60	%
Taxa de aplicação de SSV	0,5	1,2	kg SSV/m ³ .d
Teor de sólidos no Lodo digerido	2,5	7	%
SV/ST (Sólidos voláteis/ Sólidos totais)	75	85	-
Produção de gás (lodo misto)	0,8	1,1	m ³ /kg de SV destruídos
Porcentagem de metano no biogás	65	70	%
Reator UASB			
Tempo de detenção hidráulica	6	10	h
Carga Biótica (CB)	0,1	0,4	kgDQO/kgSTV.d
Eficiência de remoção de DQO (E_{DQO}) no reator	40	80	%
Eficiência de remoção de DBO (E_{DBO}) no reator	40	90	%
Porcentagem de metano no biogás	65	70	%
Coefficiente de produção de sólidos (Y_{obs})	0,11	0,23	kgDQO _{lodo} /kgDQO _{aplicada}
Coefficiente de sólidos no sistema (Y)	0,1	0,2	kgSST/kgDQO _{aplicada}
Massa específica do lodo anaeróbio (Y_a)	1020	1040	kg/m ³
Centrífuga			
Teor de sólidos da torta seca	18	30	%
Conversão da Eletricidade			
Rendimento da produção de eletricidade	25	35	%

Das variáveis apresentadas, acredita-se que as mais significativas, e comparáveis nos três sistemas apesar destes possuírem particularidades de difícil comparação, são as relacionadas com a produção de metano (na forma de biogás), com o teor de sólidos na torta seca após a centrifugação (o que influenciaria na massa de lodo gerado e transporte do mesmo) e o rendimento da produção de eletricidade (conversão de metano em energia elétrica).

A partir desta hipótese, são criados cenários técnicos perturbados e algumas simulações são realizadas no ambiente computacional, verificando o processo menos impactante em cada uma delas. Estes cenários apresentam-se como novas situações, onde uma ou algumas das situações anteriormente definidas são alteradas, para que se possa analisar a influência da variável modificada, ou perturbada, no sistema como um todo.

Para as análises de sensibilidade variando o teor de sólidos (TS), a produção de metano e a conversão de metano em eletricidade é utilizado o método de AICV ReCiPe Endpoint (E) versão 1.04 / World ReCiPe E/E.

Para a variação do método de AICV são considerados os métodos utilizados por Renou *et alii* (2008): CML 2 Baseline 2000, Eco Indicator 99 (EI99), *Environmental Priority Strategies in product design* (EPS), *Environmental Design of Industrial Product* (EDIP) 96, e Ecopoints 97, contudo os dois primeiros são descartados, pois o próprio método ReCiPe 2008 é baseado nestes dois. Além disso, enquanto o método EI99 não considera os impactos causados no ambiente aquático pelo fósforo e pelo nitrogênio, o CML 2 considera apenas o fósforo total. Estes métodos são os mais comumente utilizados para ACVs de tratamento de efluentes (COROMINAS *et alii*, 2013). É incluído nesta análise, o método de AICV IMPACT 2002+, por, assim como o ReCiPe 2008, propor uma implementação viável de uma abordagem combinada de pontos intermediários (*Midpoints*) a pontos finais de categoria (GOEDKOOPE *et alii*, 2008).

3.5.1 Cenários Técnicos Perturbados

Como mencionado anteriormente, o TS no lodo seco centrifugado pode variar de 18 a 30%. Neste cenário é realizada uma análise combinatória dos processos e dos TS, perfazendo um total de oito simulações utilizando o TS mínimo (18%) e o máximo (30%) para cada um dos processos.

Outro parâmetro modificado na análise de sensibilidade é a variação de produção de gás metano. No caso do processo CASP, esta produção possui um espectro de variação relativamente curto: de 0,8 a 1,1 m³ de biogás/kg de SV destruídos. No caso dos processos que se utilizam de reatores UASB, a produção pode variar em função da Eficiência de remoção de DQO (E_{DQO}) no reator, que apresenta um rendimento de 40 a 80%. Apesar de o valor máximo ser 80%, decidiu-se utilizar uma porcentagem máxima de 75%, por acreditar ser mais factível (CHERNICHARO, 2007). Neste cenário é realizada uma análise combinatória dos processos e das variações de produção, perfazendo um total de oito

simulações. Utiliza-se como valor de produção mínima e máxima no processo CASP, respectivamente, 0,8 m³ de biogás/kg de SV destruídos e 1,1 m³ de biogás/kg de SV destruídos. Nos processos UASB e UASB-TA, a E_{DQO} mínima e máxima utilizadas são, respectivamente, 40% e 75%.

O terceiro parâmetro modificado na análise de sensibilidade é a variação da conversão de metano em eletricidade. Esta pode variar de 25 a 35%. Neste cenário é realizada uma análise combinatória dos processos e dos valores de conversão, totalizando oito simulações utilizando como valores máximos e mínimos de conversão, respectivamente, 25% e 35% para cada um dos processos.

Por fim, com o intuito de verificar a influência do método de AICV nas ACVs estudadas, são selecionados os seguintes métodos de AICV presentes no ambiente computacional: EPS 2000, EDIP 2003, Ecological Scarcity 2006 (Ecopoints 97) e IMPACT 2002+. Neste cenário, os mesmos dados de construção e emissões são utilizados em cada um dos métodos. As simulações são rodadas e seus resultados são analisados. Ressalta-se que, dentre os métodos utilizados, o EPS 2000 é o único que leva em consideração a concentração de DBO dos efluentes.

4 RESULTADOS

4.1 Enquadramento do Objeto da ACV de acordo com a Metodologia Normatizada pela ISO 14040

4.1.1 Sistema de Produto

Os sistemas de produto em estudo são os processos de tratamento de efluentes domésticos. O estudo se baseia na comparação das ACVs de três processos de tratamento: por lodos ativados convencional (CASP); por reator UASB (UASB); e por reator UASB seguido de lodos ativados (UASB-TA).

4.1.2 Função, Unidade Funcional e Fluxo de Referência

No caso, o ciclo de vida em análise considera que os 3 processos apresentam capacidade de tratamento de 3000 m³ de esgoto doméstico por dia. Para o horizonte de projeto adotado de 25 anos, ter-se-ia um volume final de 27.375.000 m³ de esgoto tratado. A carga de poluentes presente no efluente final liberado para o meio ambiente também é considerada no estudo. Portanto, a função deste sistema de produto é “tratar esgoto doméstico por 25 anos”. Segundo Corominas *et alii* (2013), a unidade funcional (UF) mais comum nos estudos de tratamento de águas residuárias é o m³ ou megalitro (10⁶L). A UF estipulada neste estudo é o volume de 1000 m³ de esgoto doméstico tratado. O fluxo de referência adotado, ou seja, a quantidade de produto/serviço necessária para atender a unidade funcional, foi: 1 ETE com capacidade de tratar 3000 m³/d.

4.1.3 Fronteira do Sistema

O tratamento convencional é esquematizado segundo a Figura 4.1, esboçado segundo a Figura 4.2 e seus cálculos de dimensionamento se encontram no APÊNDICE B – Cálculos de dimensionamento do Processo CASP.

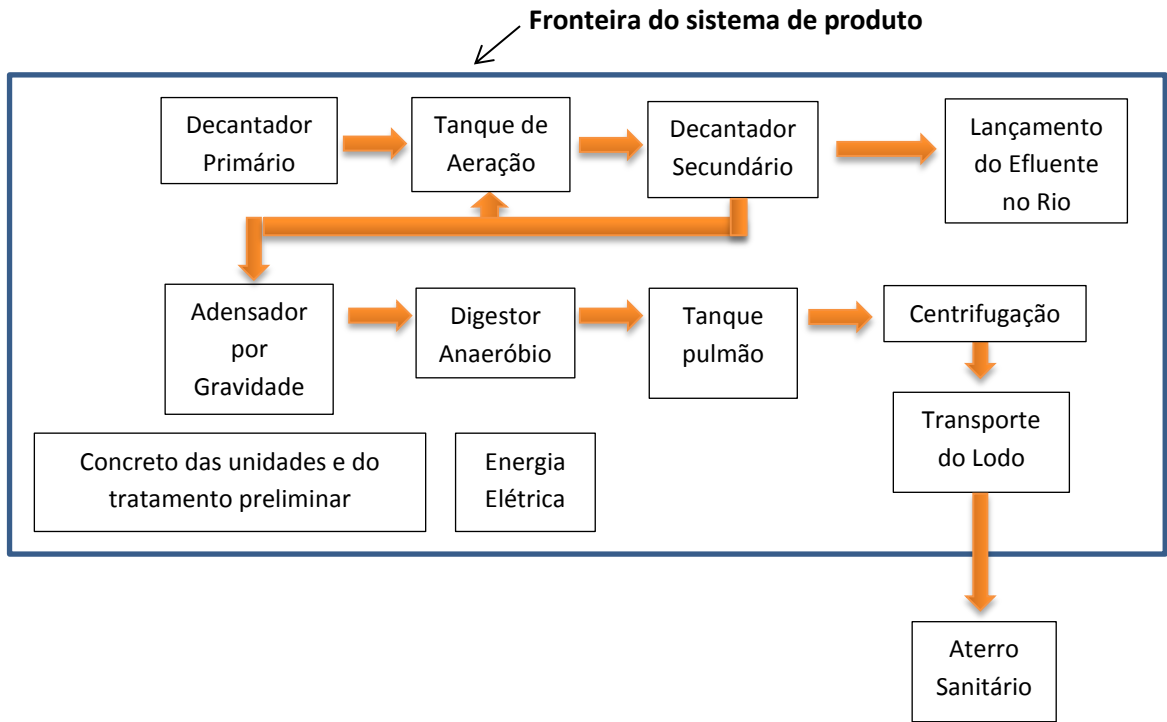


Figura 4.1 – Esquema do processo CASP. O limite da análise é representado pela linha azul.
 Fonte: Elaboração própria.

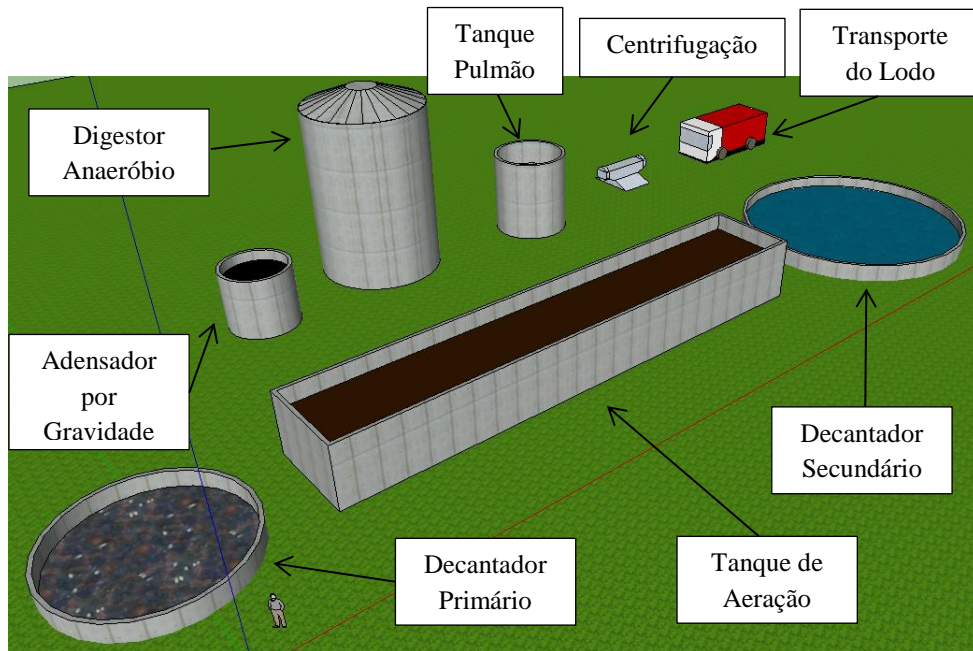


Figura 4.2 – Esboço do processo CASP dimensionado. Os processos de centrifugação e transporte estão inclusos.
 Fonte: Elaboração própria.

O tratamento por reator UASB é esquematizado segundo a Figura 4.3, esboçado segundo a Figura 4.4 e seus cálculos de dimensionamento se encontram no APÊNDICE C – Cálculos de dimensionamento do Processo UASB.

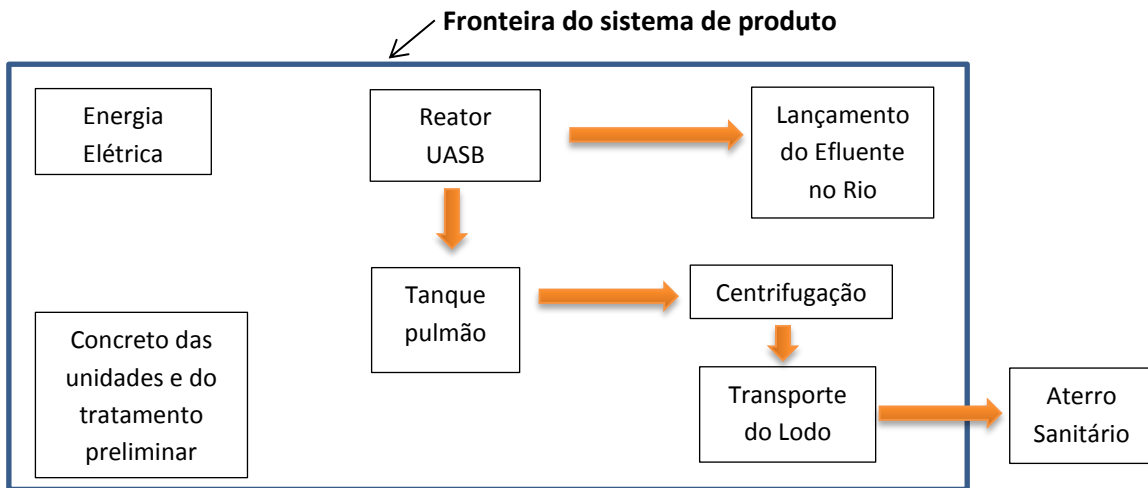


Figura 4.3 – Esquema do processo UASB. O limite da análise é representado pela linha azul.
Fonte: Elaboração própria.

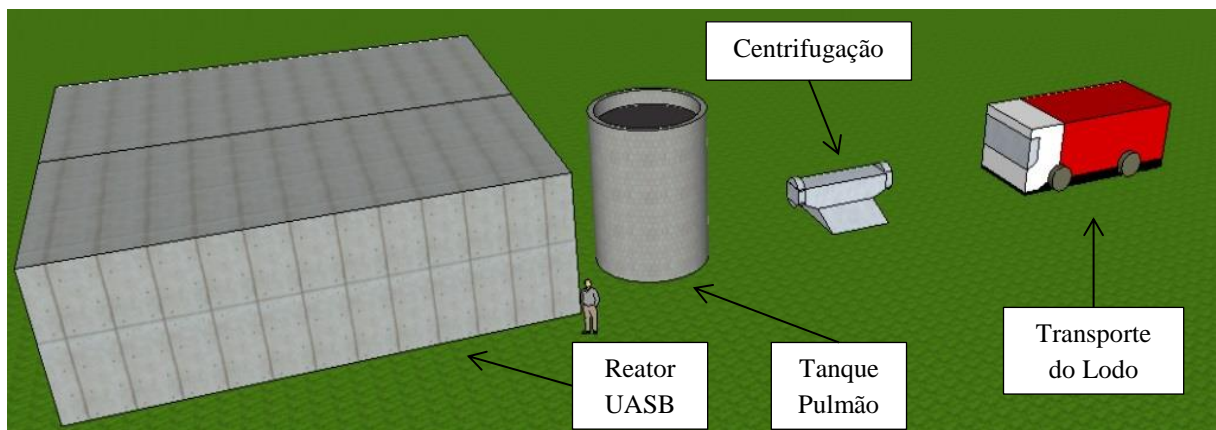


Figura 4.4 – Esboço do processo UASB dimensionado. Os processos de centrifugação e transporte estão inclusos.
Fonte: Elaboração própria.

O tratamento por reator UASB seguido de lodos ativados (UASB-TA) é esquematizado segundo a Figura 4.5, esboçado segundo a Figura 4.6 e seus cálculos de dimensionamento se encontram no APÊNDICE D – Cálculos de dimensionamento do Processo UASB seguido de Tanque de Aeração.

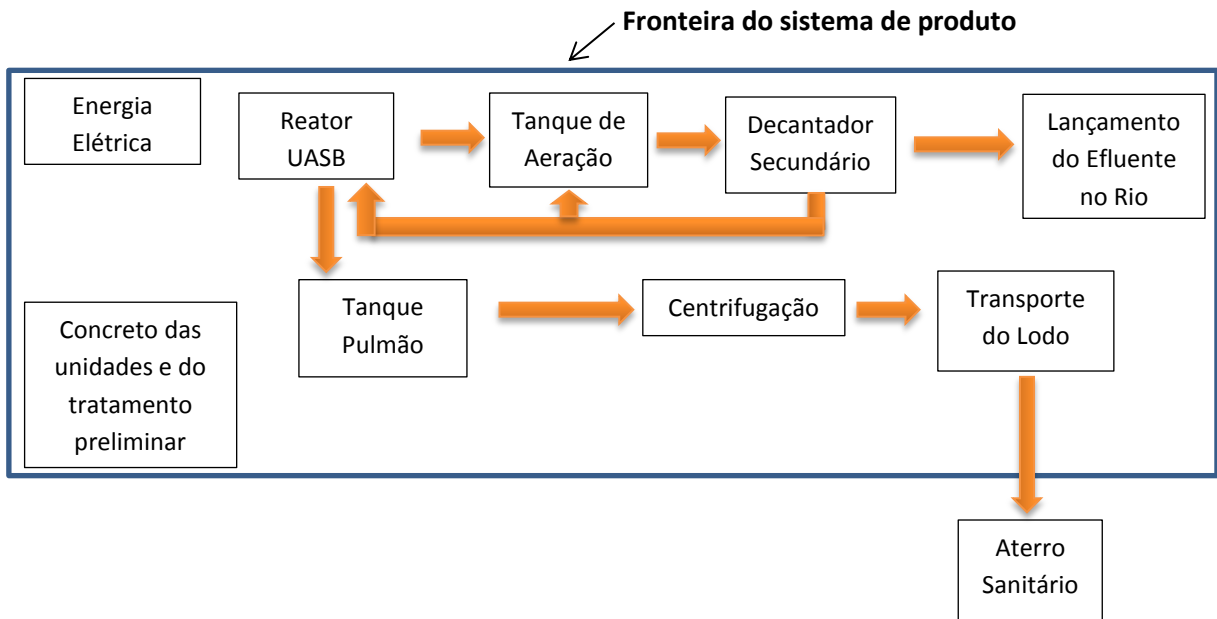


Figura 4.5 – Esquema do processo UASB-TA. O limite da análise é representado pela linha azul.
Fonte: Elaboração própria.

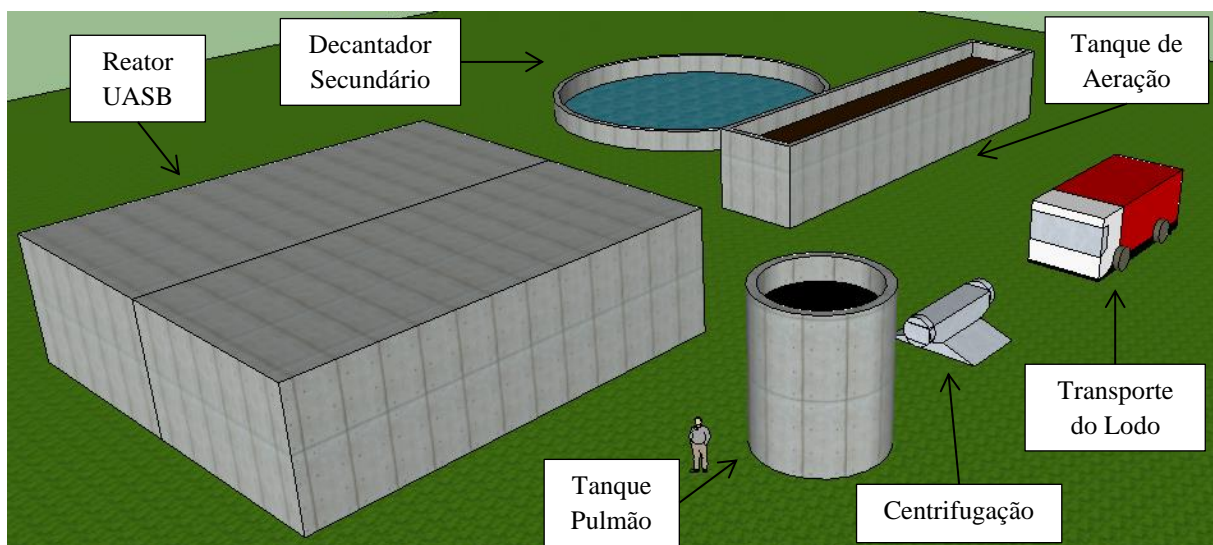


Figura 4.6 – Esboço do processo UASB-TA dimensionado. Os processos de centrifugação e transporte estão inclusos.

Fonte: Elaboração própria.

4.1.4 Comparação entre Sistemas

Tanto o processo CASP quanto o processo UASB-TA são equivalentes, permitem o lançamento de seus efluentes no corpo d'água com seus parâmetros de DBO e SST em acordo

com as concentrações máximas estabelecidas legalmente. Inclui-se, na comparação, o processo com tratamento por reator UASB apenas. Mesmo este processo não sendo equivalente aos outros em termos de concentrações de lançamento atingidas, há situações em que ele pode ser utilizado sem pós-tratamento e apresenta uma considerável redução teórica de consumo energético, tendo sua inclusão no estudo um caráter, no mínimo, ilustrativo.

4.2 Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida e Interpretação do Ciclo de Vida

Neste item, apresentam-se as categorias intermediárias, os indicadores de categoria, a correlação dos resultados do ICV às categorias selecionadas (classificação), os cálculos dos resultados dos indicadores de categoria (caracterização) para os três processos avaliados e suas respectivas interpretações. O conjunto de normalização "World ReCiPe E" foi empregado e se refere aos valores de normalização mundiais (PRé CONSULTANTS, 2010).

4.2.1 Avaliação do Grau de Importância dos Principais Componentes das ACVs em relação às diferentes "Categorias Intermediárias" (Classificação e Caracterização)

Os resultados da classificação e caracterização dos componentes de cada um dos três processos são apresentados no APÊNDICE E – Valores da classificação e caracterização dos componentes nos processos utilizando o metano. A representação gráfica dos principais resultados encontra-se na Figura 4.7. Esta figura indica quais são os componentes mais impactantes em cada uma das categorias intermediárias.

Na Figura 4.7, o eixo vertical apresenta o impacto potencial em porcentagem, estipulando o valor de 100% para o componente mais impactante em cada uma das categorias, e os valores dos outros componentes da mesma categoria intermediária são apresentados em relação ao mais impactante dentro de cada uma das categorias. Por exemplo: na categoria intermediária MC (Mudanças Climáticas), o componente mais impactante é "Eletricidade Consumida CASP", ou seja, a eletricidade consumida no processo CASP, a quem foi atribuída a porcentagem de impacto de 100% (máxima), sendo as porcentagens de impacto de todos os outros componentes, expressadas em relação à primeira.

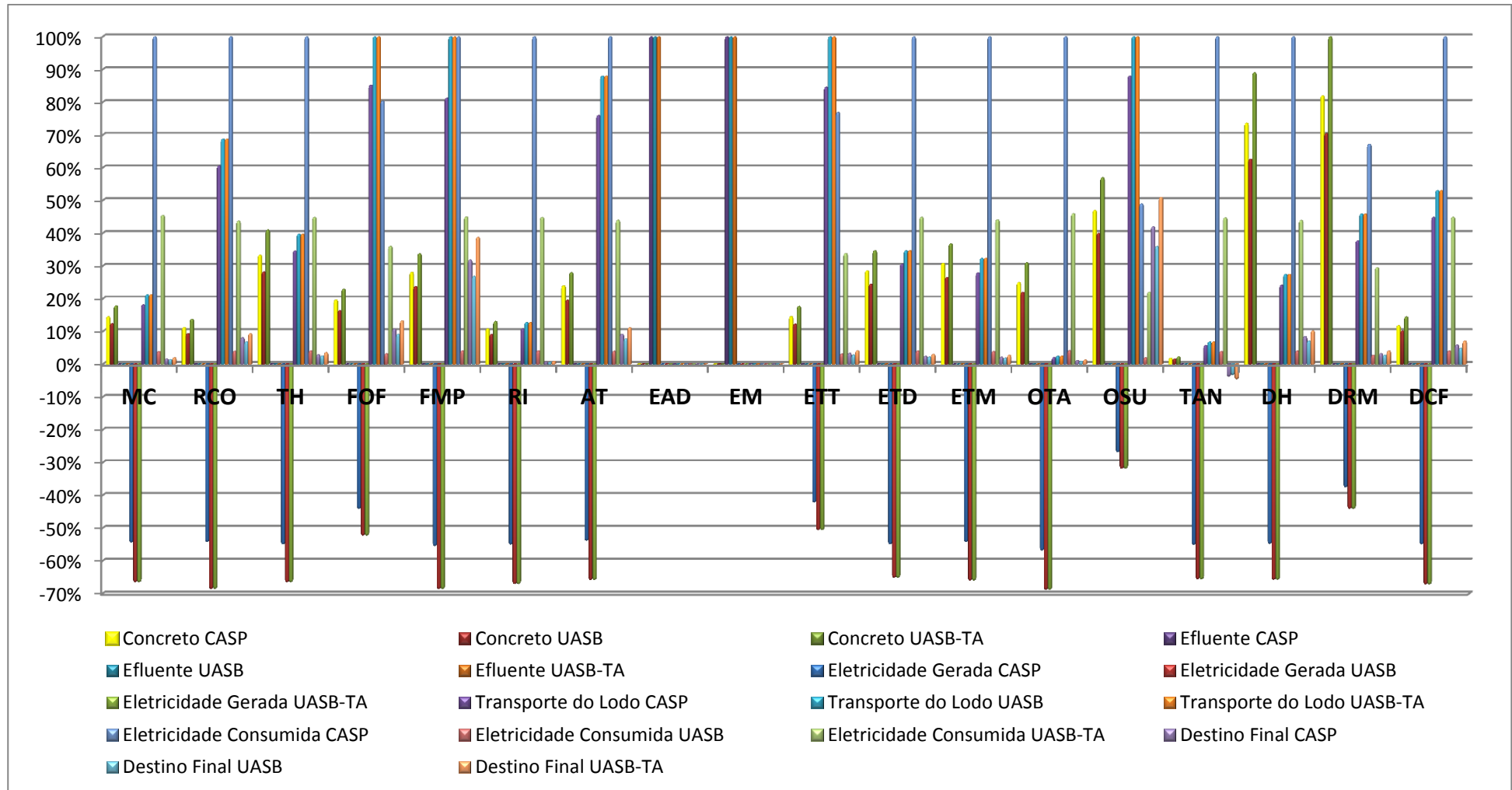


Figura 4.7 – Classificação e caracterização dos componentes estudados. **Legenda:** MC – Mudanças Climáticas; RCO – Redução da Camada de Ozônio; TH – Toxicidade Humana; FOF – Formação de Oxidantes Fotoquímicos; FMP – Formação de Material Particulado; RI – Radiação Ionizante; AT – Acidificação Terrestre; EAD – Eutrofização da Água Doce; EM – Eutrofização Marinha; ETT – Ecotoxicidade Terrestre; ETD – Ecotoxicidade da Água Doce; ETM – Ecotoxicidade Marinha; OTA – Ocupação de Terra Agrícola; OSU – Ocupação do Solo Urbano; TAN – Transformação de Área Natural; DH – Depleção Hídrica; DRM – Depleção de Recursos Minerais; DCF – Depleção de Combustíveis Fósseis. Para todas as categorias, valores negativos indicam benefícios ao meio ambiente (redução de impacto ambiental). Fonte: Elaboração própria.

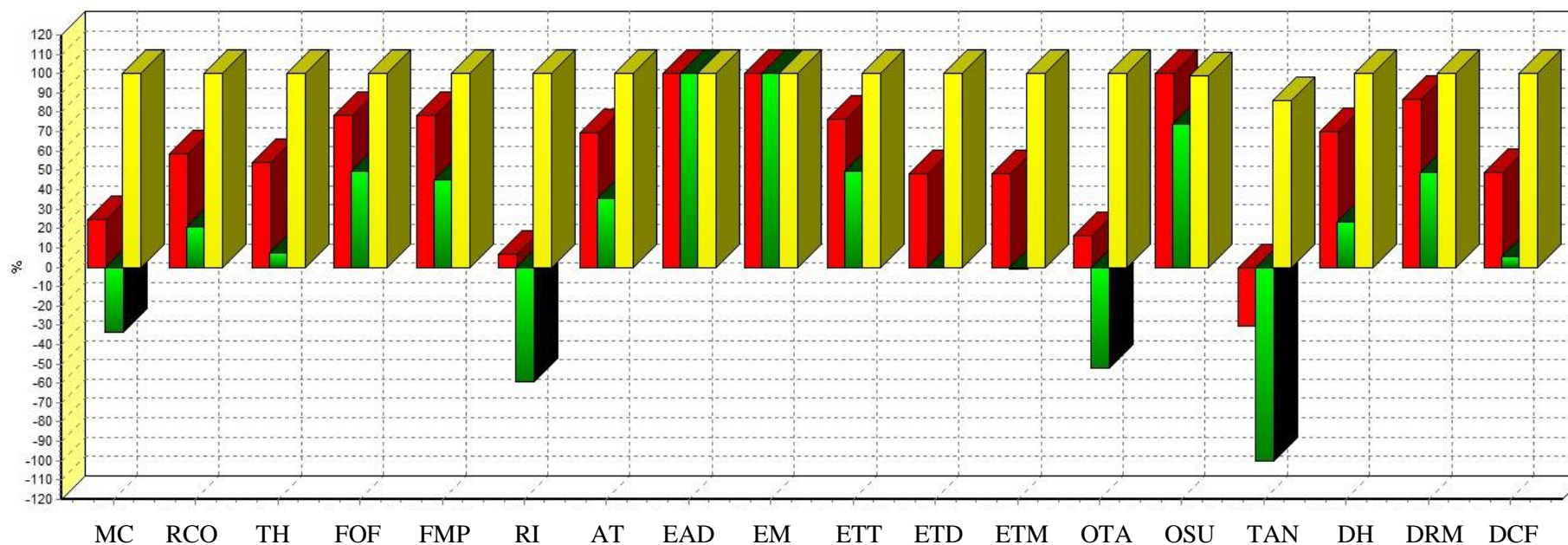
Ainda através do APÊNDICE E, é possível determinar as contribuições percentuais de impacto de cada componente em cada categoria intermediária dentro de um mesmo processo (CASP, UASB ou UASB-TA). Estas contribuições de impacto são apresentadas no APÊNDICE F – Contribuição percentual de impacto dos componentes, por categoria intermediária no processo, para as três ACVs analisadas. Através da análise destas contribuições percentuais é possível elaborar a Tabela 4.1, com o *ranking* dos componentes que mais contribuem para os resultados das categorias intermediárias em cada ACV.

Tabela 4.1 – Componentes mais impactantes nas categorias intermediárias em cada ACV analisada.

Componentes	Nº de categorias em que o componente foi o mais impactante		
	ACV CASP	ACV UASB	ACV UASB-TA
Concreto	1	3	2
Efluente	2	2	2
Eletricidade gerada	0	0	0
Transporte	3	13	7
Eletricidade consumida	12	0	7
Destino final	0	0	0
Total de categorias analisadas	18	18	18

Na Tabela 4.1 é possível observar que a eletricidade consumida é o componente que mais impacta categorias intermediárias (Mudanças Climáticas, Redução da Camada de Ozônio, Toxicidade Humana etc.) no processo CASP, seguido do transporte do lodo até o aterro sanitário. No processo UASB, o componente que mais impacta categorias intermediárias é o transporte do lodo, já que este processo consome pouca eletricidade em relação aos outros dois, seguido do componente concreto para construção. No processo UASB-TA, a eletricidade consumida e o transporte do lodo, impactam um mesmo número de categorias intermediárias, sendo os componentes que mais impactam categorias neste processo.

O resultado comparativo da classificação e caracterização das ACVs dos três processos estudados pode ser visto no APÊNDICE G – Valores da classificação e caracterização das ACVs dos três processos, e sua representação gráfica através da Figura 4.8.



A comparar 3,65E-5 p 'ACV UASB-TA', 3,65E-5 p 'ACV UASB' e 3,65E-5 p 'ACV CASP'; Método: ReCiPe Midpoint (E) V1.04 / World ReCiPe E / Caracterização

Figura 4.8 – Caracterização comparativa das ACVs.

Legenda: MC – Mudanças Climáticas; RCO – Redução da Camada de Ozônio; TH – Toxicidade Humana; FOF – Formação de Oxidantes Fotoquímicos; FMP – Formação de Material Particulado; RI – Radiação Ionizante; AT – Acidificação Terrestre; EAD – Eutrofização da Água Doce; EM – Eutrofização Marinha; ETT – Ecotoxicidade Terrestre; ETD – Ecotoxicidade da Água Doce; ETM – Ecotoxicidade Marinha; OTA – Ocupação de Terra Agrícola; OSU – Ocupação do Solo Urbano; TAN – Transformação de Área Natural; DH – Depleção Hídrica; DRM – Depleção de Recursos Minerais; DCF – Depleção de Combustíveis Fósseis. Para todas as categorias, valores negativos indicam benefícios ao meio ambiente (redução de impacto ambiental). Fonte: Elaboração própria.

Ao se analisar a coluna da ACV do processo UASB no APÊNDICE G, ressalta-se que as categorias intermediárias: Mudanças Climáticas, Radiação Ionizante, Ecotoxicidade da Água Doce, Ecotoxicidade Marinha, Ocupação de Terra Agrícola, e Transformação de Área Natural apresentam valores negativos, ou seja, impactos positivos à ACV, devido à grande quantidade de eletricidade gerada no processo. A mesma interpretação se aplica à categoria intermediária: Transformação de Área Natural, na coluna da ACV do processo UASB-TA. Estes resultados estão representados na Figura 4.8.

Através dos resultados apresentados no APÊNDICE G, é possível elaborar o *ranking* de impacto das ACVs dos processos em cada categoria intermediária analisada, elaborando a Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Ranking das ACVs dos processos em cada categoria intermediária analisada.

Categorias Intermediárias	Ordem de grandeza de impacto da ACV		
	ACV CASP	ACV UASB	ACV UASB-TA
Mudanças Climáticas	1	3	2
Redução da Camada de Ozônio	1	3	2
Toxicidade Humana	1	3	2
Formação de Oxidantes Fotoquímicos	1	3	2
Formação de Material Particulado	1	3	2
Radiação Ionizante	1	3	2
Acidificação Terrestre	1	3	2
Eutrofização na Água Doce	1	1	1
Eutrofização Marinha	1	1	1
Ecotoxicidade Terrestre	1	3	2
Ecotoxicidade da Água Doce	1	3	2
Ecotoxicidade Marinha	1	3	2
Ocupação de Terra Agrícola	1	3	2
Ocupação de Solo Urbano	2	3	1
Transformação de Área Natural	1	3	2
Depleção Hídrica	1	3	2
Depleção de Recursos Minerais	1	3	2
Depleção de Combustíveis Fósseis	1	3	2
Número de categorias em que esta ACV foi menos impactante	0	16	0
Número de categorias em que esta ACV foi a segunda menos impactante	1	0	15

Na Tabela 4.2 observa-se que o processo UASB é o que apresenta menor impacto em um maior número de categorias: 16 de 18. Este é seguido pelo processo UASB-TA, que apresenta o segundo menor impacto em 15 das 18 categorias, enquanto o processo CASP apresenta o segundo menor impacto em 1 das 18 categorias contempladas pelo método de

AICV. O processo CASP é o mais impactante em 15 das 18 categorias. As categorias relacionadas à eutrofização são igualmente impactantes nas três ACVs, pois as concentrações de nitrogênio e fósforo foram consideradas como sendo iguais nestes efluentes. A DBO, por não ser considerada pelo método, não influenciou nas categorias intermediárias.

Ainda através do APÊNDICE G é possível observar as categorias intermediárias mais influenciadas em cada uma das ACVs (Tabela 4.3).

Tabela 4.3 – Categorias intermediárias mais influenciadas em cada ACV.

Categorias intermediárias mais influenciadas*	Processos		
	CASP	UASB	UASB-TA
Mudanças Climáticas	X		X
Toxicidade Humana	X	X	X
Radiação Ionizante	X		
Eutrofização na Água Doce	X	X	X
Eutrofização Marinha	X	X	X
Ecotoxicidade Marinha	X		X
Depleção de Combustíveis Fósseis	X		X

* *Cut-off*: valores de emissão acima de 1E+00, em cada unidade respectiva.

Através da Tabela 4.3 é possível observar que, enquanto nos processos CASP e UASB-TA, há diversas categorias impactadas, no processo UASB a categoria Toxicidade Humana é fortemente atingida. Isto se dá pelo transporte do lodo e pelo concreto (Figura 4.7), emitindo 31 kg e 22 kg, respectivamente, de 1,4 – Diclorobenzeno equivalente para o ar urbano. As eutrofizações são igualmente impactantes nos três casos.

Em relação à orientação de uma possível seleção quanto ao processo mais ambientalmente adequado, esta deve ser realizada de acordo com as categorias intermediárias a serem preservadas. O processo UASB apresenta os menores impactos ambientais potenciais em todas as categorias intermediárias, exceto nas eutrofizações, pois foi considerado que os efluentes liberaram as mesmas concentrações de fósforo e nitrogênio.

No caso do processo UASB-TA, este apresenta valores de categorias intermediárias menos impactantes que os do processo CASP na maioria das categorias intermediárias analisadas, menos na Ocupação do Solo Urbano. Isto se dá, devido aos componentes: concreto, transporte do lodo, e destino final do concreto. Há uma maior massa de concreto utilizada no processo UASB-TA, que no processo CASP (Tabela 3.3). Apesar de, intuitivamente, se esperar que o reator UASB seja mais econômico que o grupo de unidades “decantador primário, adensador e digestor”, o primeiro requereu 77,1% mais concreto que o segundo. Uma possível explicação é devido à vazão afluyente adotada. Além disso, o

decantador secundário do processo UASB-TA precisou de 51,7% mais concreto que esta mesma unidade do processo CASP (Tabela 3.2), pois a taxa de aplicação do primeiro foi de $16 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, devido à alta idade do lodo (20,4 d), aumentando a área necessária desta unidade e, conseqüentemente, o concreto utilizado.

O mesmo acontece com a massa de lodo a ser transportada, que é maior no processo UASB-TA, em relação ao processo CASP (Tabela 3.3). Era esperado que os processos que apresentam reator UASB exibissem uma carga mássica de lodo gerado inferior a do processo CASP como visto nas referências analisadas. Neste estudo vê-se o contrário, devido à forte influência do teor de sólidos afluente à centrífuga, que está diretamente relacionado com os valores de coeficiente de sólidos no sistema (Y). Para o tratamento de esgotos domésticos, os valores de Y são da ordem de 0,1 a 0,2 $\text{kgSST}/\text{kgDQO}_{\text{aplicada}}$, sendo o valor adotado: 0,18 $\text{kgSST}/\text{kgDQO}_{\text{aplicada}}$. Caso o valor de Y utilizado na Fórmula 105 do APÊNDICE C fosse igual ou menor a 0,153 $\text{kgSST}/\text{kgDQO}_{\text{aplicada}}$, as cargas mássicas de lodo gerado nos processos com presença de reator UASB se apresentariam inferiores a do processo CASP. Estes resultados de produção de lodo influenciam diretamente no impacto ambiental potencial causado pelo transporte do lodo.

Portanto, caso os tomadores de decisão sobre a implantação de um processo de tratamento de efluentes, com etapa aeróbia, optarem por considerar apenas a categoria intermediária “Ocupação do Solo Urbano”, o processo CASP, nesta vazão e nestas condições do estudo, seria o mais indicado. Por outro lado, caso considerem qualquer uma das outras, em detrimento desta e das eutrofizações (dulcícola e marinha), o processo UASB-TA se apresenta menos impactante.

4.2.2 Avaliação de Dano, Normalização e Ponderação

Os valores da avaliação de danos nos pontos finais de categoria para os três processos podem ser vistos no APÊNDICE H – Valores da avaliação de danos nos pontos finais de categoria dos três processos, e sua representação gráfica através da Figura 4.9.

É possível notar, a partir da Figura 4.9, que o processo CASP apresenta os maiores impactos ambientais potenciais nos três pontos finais de categoria: danos à saúde humana, à diversidade do ecossistema e à disponibilidade de recursos. O segundo mais impactante é o processo UASB-TA, seguido pelo UASB, que apresentou o menor potencial de impacto.

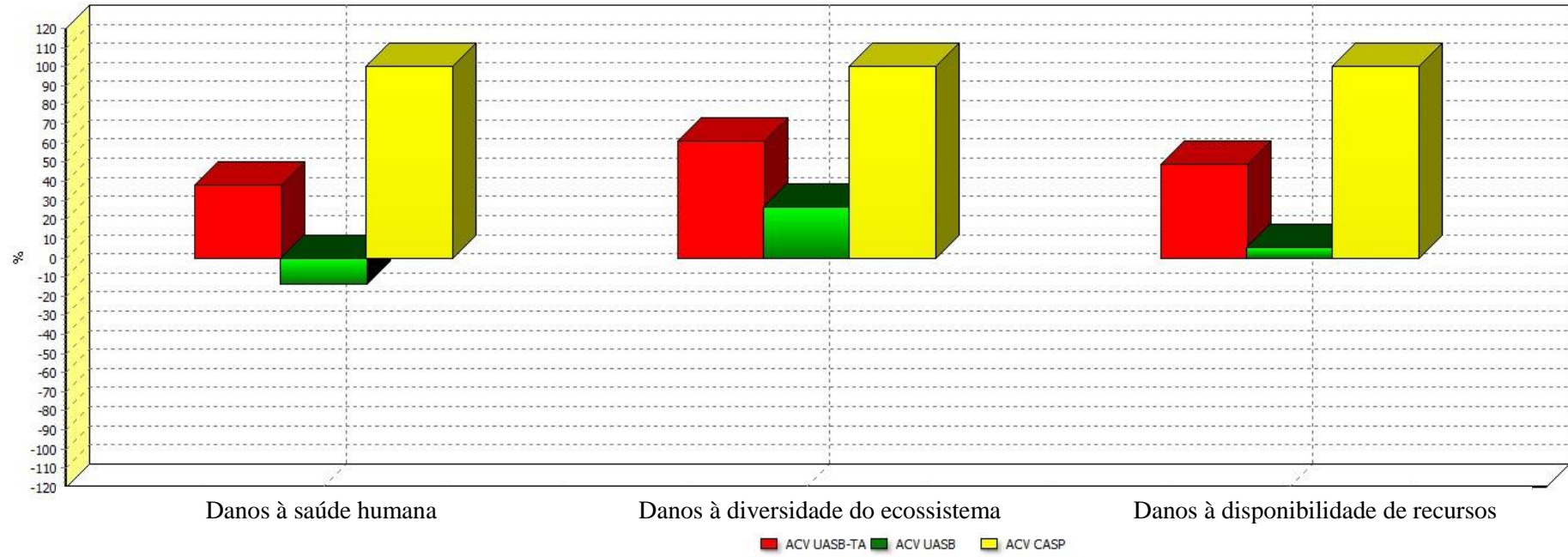
Para uma comparação adimensional dos resultados das categorias intermediárias na avaliação de dano, os valores apresentados no APÊNDICE H são multiplicados pelos valores da Tabela 3.1. Os valores de normalização para os três processos podem ser vistos no APÊNDICE I – Normalização das ACVs dos três processos aproveitando o metano, e suas representações gráficas no nível intermediário e nos pontos finais de categoria, através das Figuras 4.10 e 4.11, respectivamente.

A Figura 4.10 indica que, após a normalização, as categorias que apresentam um maior peso no cálculo do impacto final são: Mudanças Climáticas; Toxicidade Humana; Formação de Material Particulado; Eutrofização na Água Doce; Transformação de Área Natural; e Depleção de Combustíveis Fósseis. Analogamente, a Figura 4.11 indica que os danos à saúde humana e os danos à disponibilidade de recursos são mais significativos que os danos à diversidade do ecossistema, ou seja, os dois primeiros pontos finais de categoria sofrem mais intensamente a ação do impacto dos processos de tratamento, que este último.

Analisando-se a Figura 4.11, é possível observar que a ACV do processo UASB apresenta o menor impacto ambiental potencial, nas três categorias analisadas. A ACV do processo CASP, por outro lado, apresenta os maiores impactos nas três categorias.

Utilizando-se os valores normalizados no APÊNDICE I e multiplicando-os pelos valores de ponderação da Tabela 3.1 é possível calcular os valores de pontuação única das ACVs dos três processos (APÊNDICE J – Pontuação única das ACVs dos três processos aproveitando o metano).

A representação esquemática destas pontuações únicas pode ser vista na Figura 4.12, a qual indica que o processo UASB, mesmo ponderado, apresenta o menor impacto potencial ambiental, seguido do processo UASB-TA e do processo CASP, sendo este último o mais impactante. O processo UASB apresenta a base da representação gráfica com uma pontuação negativa. Isto indica impactos ambientais positivos ao ambiente, ou seja, vantagens ambientais.



A comparar 3,65E-5 p 'ACV UASB-TA', 3,65E-5 p 'ACV UASB' e 3,65E-5 p 'ACV CASP'; Método: ReCiPe Endpoint (E) V1.04 / World ReCiPe E/E / Avaliação de danos

Figura 4.9 – Avaliação comparativa de danos nos pontos finais de categoria dos três processos.
Fonte: Elaboração própria.

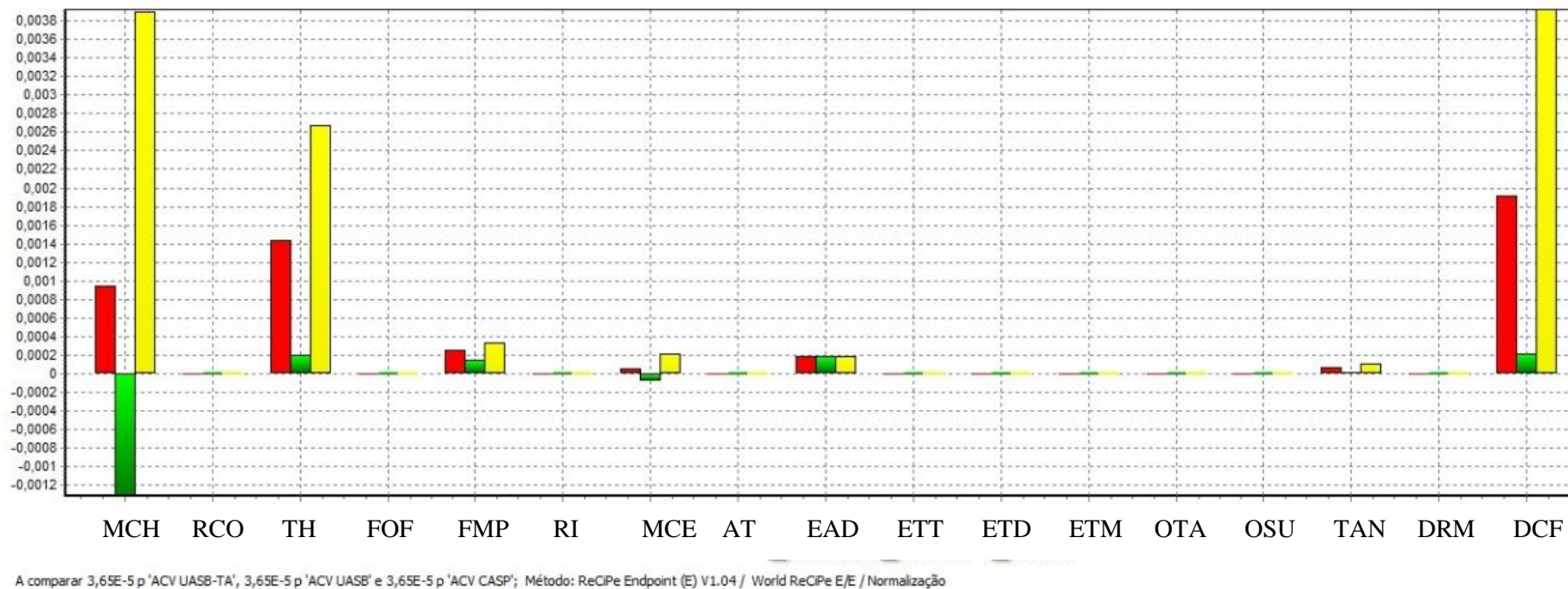
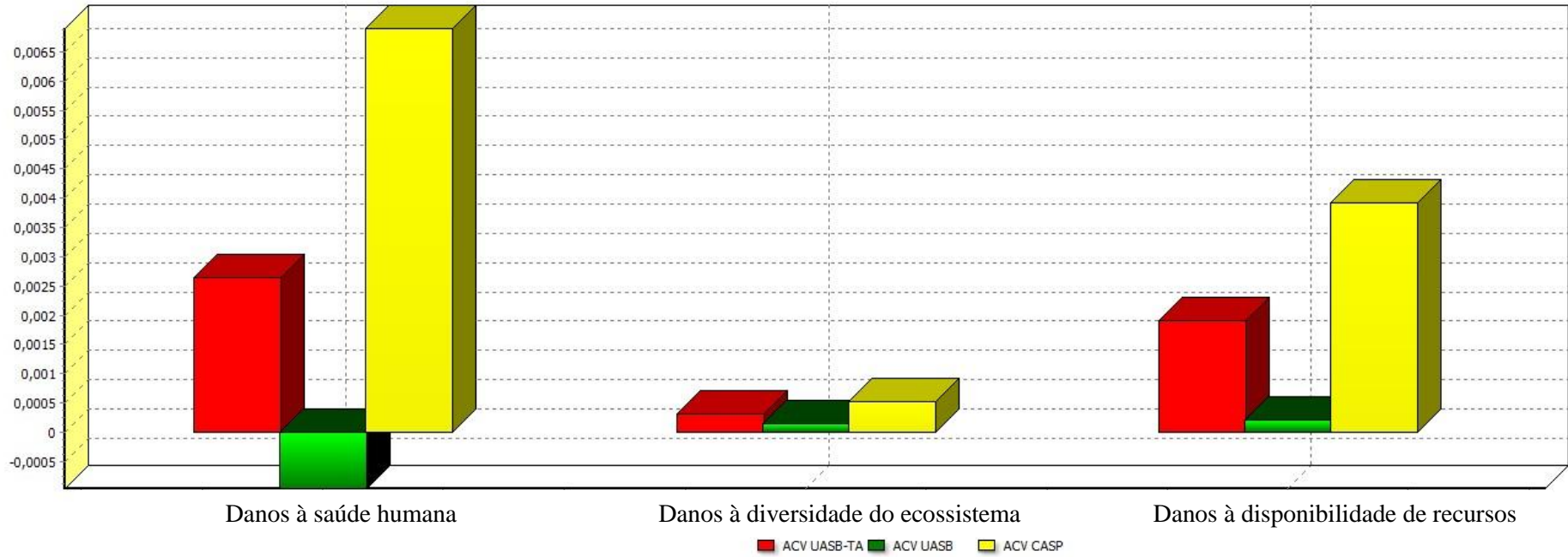


Figura 4.10 – Normalização comparativa das ACVs no nível intermediário (*Midpoints*).

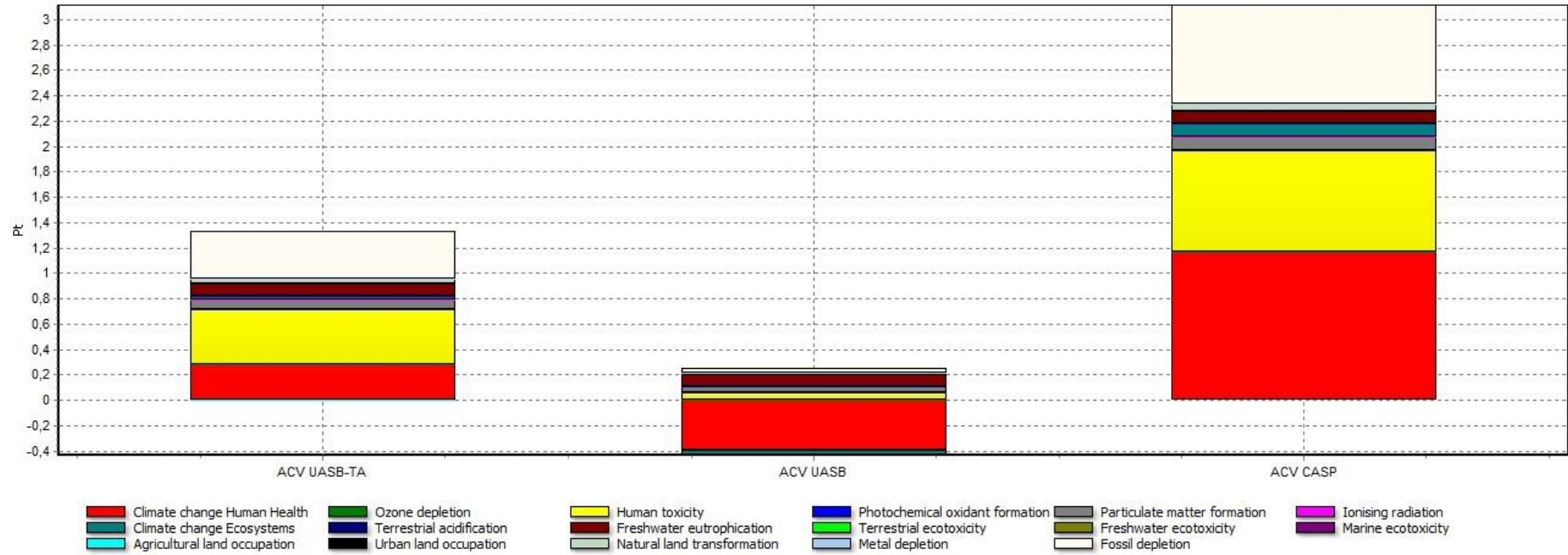
Legenda: MCH – Mudanças Climáticas para Humanos; RCO – Redução da Camada de Ozônio; TH – Toxicidade Humana; FOF – Formação de Oxidantes Fotoquímicos; FMP – Formação de Material Particulado; RI – Radiação Ionizante; MCE – Mudanças Climáticas para Ecossistemas; AT – Acidificação Terrestre; EAD – Eutrofização da Água Doce; ETT – Ecotoxicidade Terrestre; ETD – Ecotoxicidade da Água Doce; ETM – Ecotoxicidade Marinha; OTA – Ocupação de Terra Agrícola; OSU – Ocupação do Solo Urbano; TAN – Transformação de Área Natural; DRM – Depleção de Recursos Minerais; DCF – Depleção de Combustíveis Fósseis. Para todas as categorias, valores negativos indicam benefícios ao meio ambiente (redução de impacto ambiental).

Fonte: Elaboração própria.



A comparar 3,65E-5 p 'ACV UASB-TA', 3,65E-5 p 'ACV UASB' e 3,65E-5 p 'ACV CASP'; Método: ReCIpe Endpoint (E) V1.04 / World ReCIpe E/E / Normalização

Figura 4.11 – Resultados normalizados das ACVs nos pontos finais de categoria.
Fonte: Elaboração própria.



A comparar 3,65E-5 p 'ACV UASB-TA', 3,65E-5 p 'ACV UASB' e 3,65E-5 p 'ACV CASP'; Método: ReCIpe Endpoint (E) V1.04 / World ReCIpe E/E / Pontuação única

Figura 4.12 – Comparação das pontuações únicas das ACVs.
Fonte: Elaboração própria.

Após a realização da normalização e ponderação, analisando a pontuação única dos processos no APÊNDICE J, é possível quantificar percentualmente as diferenças de impacto potencial entre os processos (Tabela 4.4).

Tabela 4.4 - Diferença percentual de impacto entre os processos, após a ponderação.

Diferença Percentual de Impacto Ambiental (IA) dos Processos			
Processo de Referência (i)	Processo Avaliado (j)		
	CASP	UASB	UASB-TA
CASP	-	105,8	57,1
UASB	-1836,0	-	-844,0
UASB-TA	-133,3	113,4	-

Nota: Seja i=Referência (i=CASP, UASB, UASB-TA) e j=Processo Avaliado (j= CASP, UASB ou UASB-TA),
Diferença (%) de IA (linha i, coluna j) = $\frac{(IA \text{ do Processo Referência } i - IA \text{ do Processo Avaliado } j)}{IA \text{ do Processo Referência } i} \times 100$

Através da Tabela 4.4, observa-se que o processo UASB-TA é 57,1 % menos impactante potencialmente que o processo CASP. Já o processo UASB se apresenta 105,8 % menos impactante o processo CASP. Por fim, observa-se que o processo UASB é 113,4% menos impactante que o processo UASB-TA. Estes resultados auxiliam na escolha do processo menos impactante, considerando todas as categorias intermediárias vistas anteriormente. Contudo, ressalta-se que a ponderação implica em juízo de valor, visto que as pontuações finais passam por este processo, tendo seus valores de ponderação apresentados na Tabela 3.1.

Para uma melhor compreensão da influência de cada componente nas ACVs ponderadas dos processos de tratamento, através do método ReCiPe Endpoint (E) / World ReCiPe E/E, são elaborados os diagramas de Sankey para os processos.

O diagrama de Sankey da ACV do processo CASP reutilizando o metano gerado, transformando-o em eletricidade, pode ser visto na Figura 4.13.

As porcentagens, na Figura 4.13, são vistas em relação ao impacto total da ACV. Por exemplo: o valor do impacto causado pelo “Concreto para construção” é 19,1% do valor do impacto total. As setas em vermelho indicam um impacto negativo ao meio ambiente, enquanto as setas verdes indicam um impacto positivo (benefício). Estas últimas são acompanhadas de um sinal negativo no valor da porcentagem. A eletricidade gerada apresenta seta verde, pois ao gerar eletricidade, deixa-se de consumi-la, evitando o impacto causado na sua produção e transporte até a ETE.

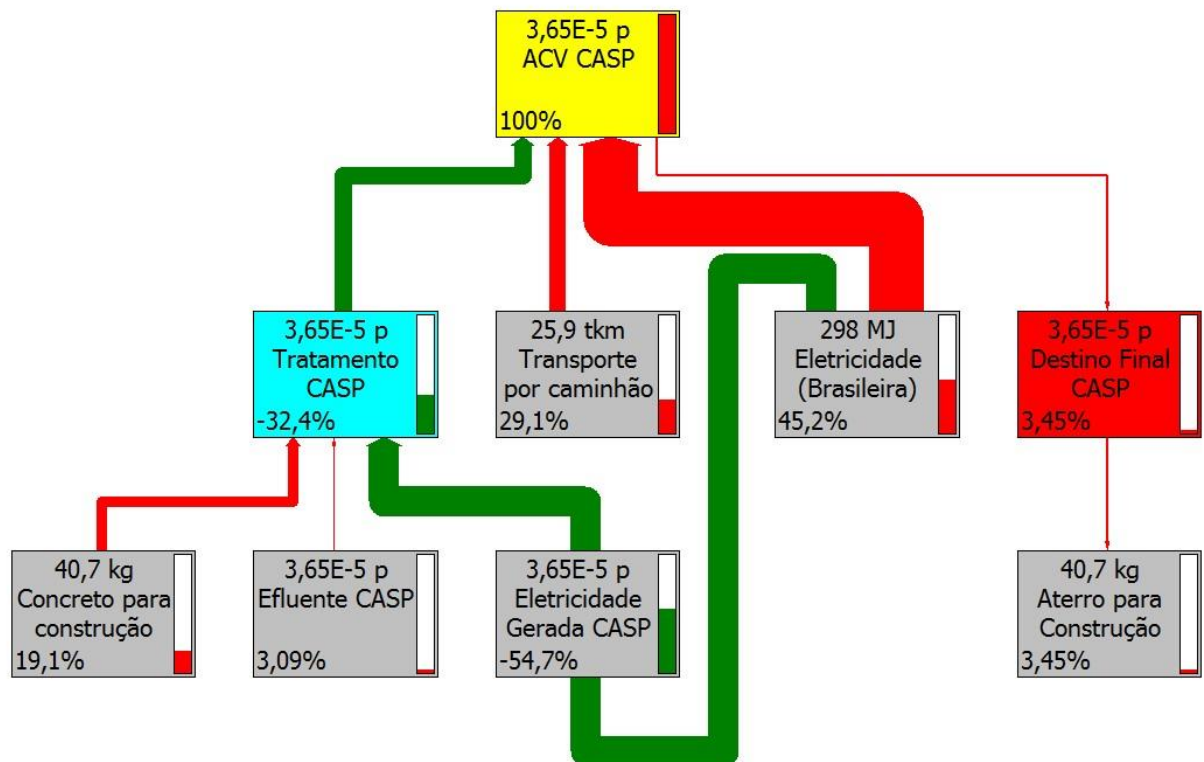


Figura 4.13 – Diagrama de Sankey da ACV do processo CASP.

Legenda dos componentes: Concreto para construção = concreto; Transporte por caminhão = transporte do lodo; Eletricidade Brasileira = Eletricidade consumida.

Fonte: Elaboração própria.

Através da análise das linhas deste diagrama de Sankey da ACV do processo CASP, é possível observar que a eletricidade fornecida ao processo é o componente mais impactante da ACV (linha vermelha mais grossa), seguido do transporte de lodo e do concreto para a construção. Apesar de Ortiz *et alii* (2007) dizerem que a disposição final no processo CASP é negligenciável, por sua porcentagem ser baixa em relação às outras fases, o impacto deste componente, neste estudo, é maior que o impacto do efluente, talvez pela utilização deste método recente de AICV, o qual não foi utilizado pelos autores.

O diagrama de Sankey da ACV do processo UASB reutilizando o metano gerado, transformando-o em eletricidade, pode ser visto na Figura 4.14.

Este diagrama de Sankey da ACV do processo UASB, deve ser observado com cautela. Como o impacto geral da ACV é positivo, devido à grande quantidade de eletricidade gerada, os impactos negativos serão apresentados com um sinal negativo antes do valor.

Portanto, o componente mais impactante neste caso é o transporte do lodo, seguido pelo uso do concreto para a construção. Os componentes “efluente gerado” e “destino final UASB” apresentam valores de impacto bem próximos.

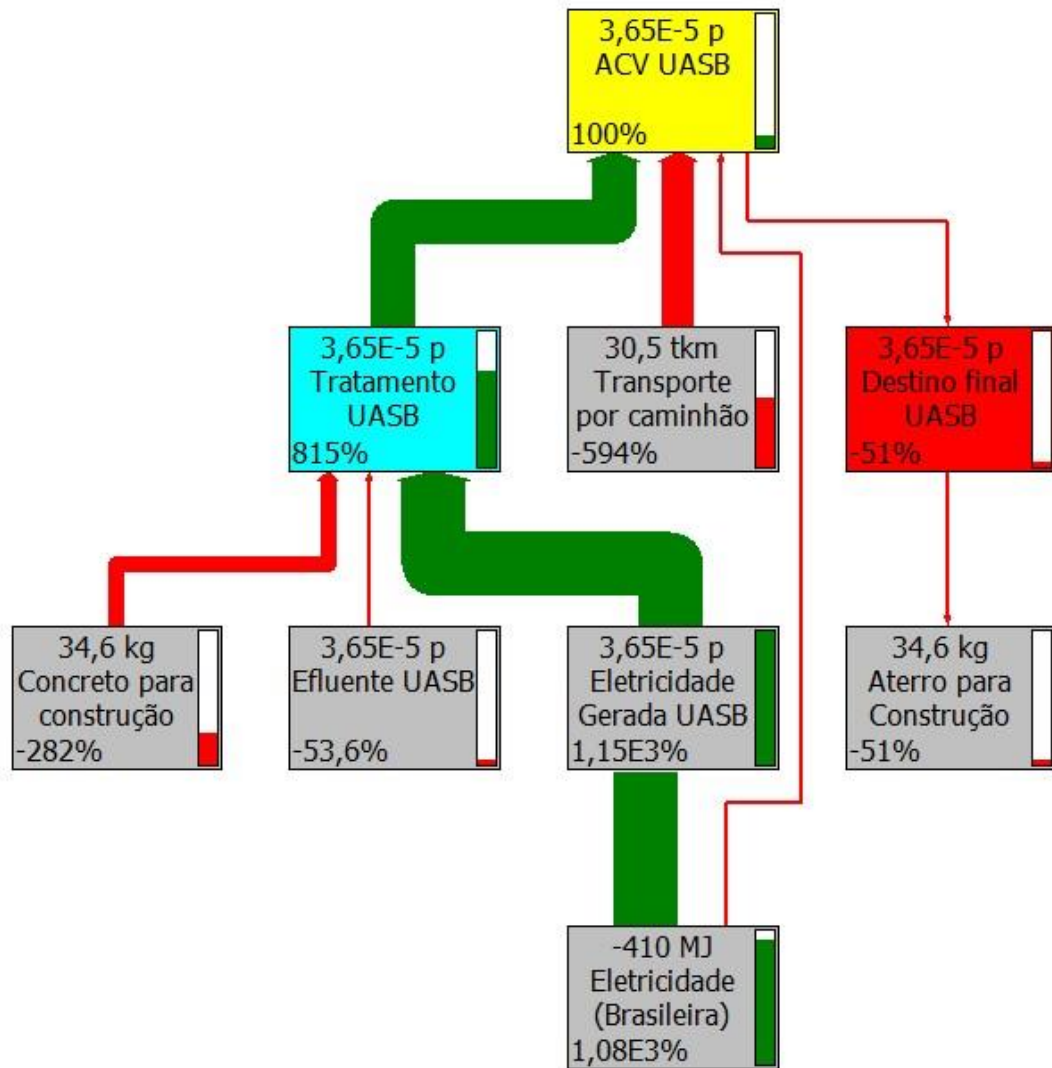


Figura 4.14 – Diagrama de Sankey da ACV do processo UASB.

Legenda dos componentes: Concreto para construção = concreto; Transporte por caminhão = transporte do lodo; Eletricidade Brasileira = Eletricidade consumida.

Fonte: Elaboração própria.

O diagrama de Sankey da ACV do processo UASB-TA reutilizando o metano gerado, transformando-o em eletricidade, é apresentado na Figura 4.15.

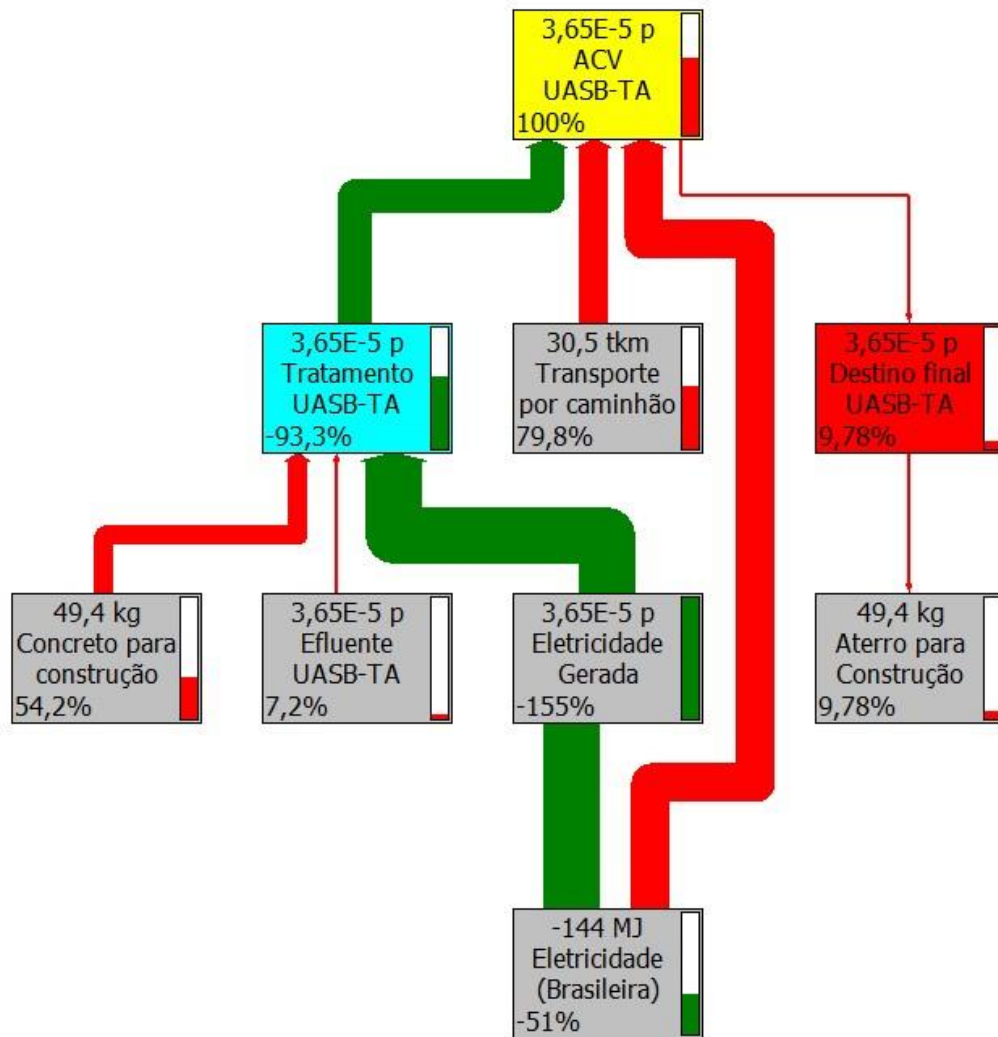


Figura 4.15 – Diagrama de Sankey da ACV do processo UASB-TA.

Legenda dos componentes: Concreto para construção = concreto; Transporte por caminhão = transporte do lodo; Eletricidade Brasileira = Eletricidade consumida.

Fonte: Elaboração própria.

Através da análise das linhas deste diagrama de Sankey da ACV do processo UASB-TA, observa-se que o componente mais impactante é a eletricidade consumida, seguido do transporte de lodo e do concreto para a construção. .

Nos três processos, a eletricidade gerada pela conversão do metano foi o componente mais impactante positivamente, ou seja, trouxe vantagens ambientais para as ACVs.

4.2.3 Considerações sobre os Processos

Dentre outros motivos, os resultados de impacto obtidos se devem às premissas adotadas no dimensionamento. Ressalta-se que as concentrações efluentes de nitrogênio e fósforo são iguais às afluentes nos três processos, pois não são consideradas etapas de remoção de fósforo e de nitrogênio.

Como esperado, o consumo de energia elétrica do processo CASP é o maior dentre os processos, devido principalmente à aeração do lodo ativado no tanque de aeração. Contudo, o metano gerado neste processo é menor que nos processos que apresentam reator UASB. Isto se dá, especialmente, devido às variáveis: “redução esperada de SV no lodo digerido”, que pode variar entre 40 e 60%, tendo sido adotado o valor de 50%; e, “a produção de biogás” podendo variar entre 0,8 e 1,1 m³/kg de SV destruídos, tendo sido adotado o valor de 0,95 m³/kg de SV destruídos. Caso os valores fossem alterados para os máximos permitidos na Fórmula 51 do APÊNDICE B, o metano gerado neste processo superaria, de forma tênue, os valores de metano gerado nos processos com UASB, refletindo na eletricidade gerada.

A produção de metano nos processos com reator UASB será influenciada, principalmente, por duas variáveis principais: o “crescimento de biomassa” (Y_{obs}) em kgSSV/kgDBO removida, que pode variar de 0,11 a 0,23 kgDQO_{lodo}/kgDQO_{aplicada}, sendo adotado o valor de 0,21 kgDQO_{lodo}/kgDQO_{aplicada}; e a “eficiência de remoção de DQO (E_{DQO}) no reator”, que pode variar de 40 a 80%, sendo o valor adotado igual a 40%. A produção de biogás no UASB seria aumentada caso a primeira variável tivesse seu valor reduzido e/ou se a segunda variável tivesse seu valor aumento. Isto seria um ponto negativo (de aumento de impacto ambiental) caso o metano gerado fosse queimado.

A construção das unidades do processo UASB-TA apresenta uma maior massa de concreto utilizada, devido ao dimensionamento do reator UASB, que demanda grande quantidade deste insumo. Outro item influente é a desconsideração de produção de lodo aeróbio excedente no TA após o UASB, devido a sua baixa vazão de retorno de lodo, sendo totalmente estabilizado no UASB e misturado com o lodo anaeróbio.

4.2.4 Limitações da AICV

A principal limitação da AICV é a utilização de um método que não considera a medição de DBO no efluente. No programa SimaPro 7, o único método disponível que considera no cálculo de impacto a concentração de DBO nos pontos finais de categoria, e assim, na pontuação única, é o método EPS 2000. Contudo, a sua utilização como método principal de AICV neste estudo deixaria a desejar em outros pontos importantes, como: Mudanças Climáticas; Redução da Camada de Ozônio; Eutrofização na Água Doce; e Eutrofização Marinha. Entretanto, o método EPS 2000 é utilizado na análise de sensibilidade presente neste estudo.

4.3 Análise de Sensibilidade

4.3.1 Influência do Teor de Sólidos (TS) no Lodo Seco Centrifugado

Os resultados das simulações se encontram no APÊNDICE K – Tabela dos resultados da análise de sensibilidade. O resumo dos resultados da grandeza de impacto pode ser visto na Tabela 4.5.

Tabela 4.5 – Análise de sensibilidade variando o teor de sólidos no lodo seco centrifugado.

Simulações (CASP, UASB-TA, UASB)	Ordem de grandeza de impacto da ACV*		
	CASP	UASB-TA	UASB
Simulação 1 (18%; 18%; 18%)	1	2	3
Simulação 2 (18%; 35%; 18%)	1	2	3
Simulação 3 (18%; 35%; 35%)	1	2	3
Simulação 4 (35%; 18%; 18%)	1	2	3
Simulação 5 (35%; 35%; 18%)	1	2	3
Simulação 6 (35%; 18%; 35%)	1	2	3
Simulação 7 (18%; 18%; 35%)	1	2	3
Simulação 8 (35%; 35%; 35%)	1	2	3
Número de vezes que este processo foi menos impactante	0	0	8
Número de vezes que este processo foi o segundo menos impactante	0	8	0

* Ordem decrescente de impacto.

Quanto maior o teor de sólidos no lodo seco centrifugado, menor a massa de lodo seco gerada, o que reduz o número de viagens realizadas pelo caminhão, reduzindo, analogamente, o impacto causado ao meio ambiente. A Tabela 4.5 indica que, mesmo realizando uma análise

combinatória com o teor de sólidos no lodo seco, para os valores máximos e mínimos informados na literatura, o processo UASB continua sendo menos impactante, seguido do processo UASB-TA.

4.3.2 Influência da Produção de Gás Metano nos Resultados

Os resultados das simulações modificando a produção de gás metano se encontram no APÊNDICE K e o resumo dos resultados da grandeza de impacto pode ser visto na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 – Análise de sensibilidade variando a produção de gás metano.

Simulações (CASP, UASB-TA, UASB)	Ordem de grandeza de impacto da ACV*		
	CASP	UASB-TA	UASB
Simulação 1 (0,8 m ³ ; 40%; 40%)	1	2	3
Simulação 2 (0,8 m ³ ; 75%; 40%)	1	3	2
Simulação 3 (0,8 m ³ ; 75%; 75%)	1	2	3
Simulação 4 (1,1 m ³ ; 40%; 40%)	1	2	3
Simulação 5 (1,1 m ³ ; 75%; 40%)	1	3	2
Simulação 6 (1,1 m ³ ; 40%; 75%)	1	2	3
Simulação 7 (0,8 m ³ ; 40%; 75%)	1	2	3
Simulação 8 (1,1 m ³ ; 75%; 75%)	1	2	3
Número de vezes que este processo foi menos impactante	0	2	6
Número de vezes que este processo foi o segundo menos impactante	0	6	2

* Ordem decrescente de impacto.

Quanto mais metano for produzido, mais desse gás poderá ser convertido a eletricidade, reduzindo a necessidade de produção através de hidrelétrica, diminuindo, analogamente, o impacto causado ao meio ambiente. A análise combinatória da Tabela 4.6 indica que quando o UASB-TA apresenta produção máxima de gás (Eficiência de remoção de DQO = 75%) e o UASB apresenta produção mínima de gás (40%), o primeiro é menos impactante que o segundo.

Com isso, ao se realizar novas simulações observa-se que: sempre que a Eficiência de remoção de DQO (E_{DQO}) do reator UASB do processo UASB-TA for maior ou igual a 54% e a E_{DQO} do reator do processo UASB for igual a 40% (mínima considerada), o UASB-TA será menos impactante por produzir maior quantidade de gás metano transformável em eletricidade, compensando assim seu consumo elétrico. Da mesma forma, sempre que a E_{DQO} do reator do UASB-TA for igual a 75% (máxima estipulada) e a E_{DQO} do reator do processo UASB for menor que 61%, o UASB-TA será, igualmente, menos impactante.

Em outras palavras, dentro da faixa analisada, quando a E_{DQO} do reator UASB do processo UASB-TA for 14% maior que a E_{DQO} do reator UASB do processo UASB, o primeiro será menos impactante que o segundo.

4.3.3 Influência da Conversão de Metano em Eletricidade

Os resultados das simulações se encontram no APÊNDICE K e o resumo dos resultados da grandeza de impacto pode ser visto na Tabela 4.7.

Tabela 4.7 – Análise de sensibilidade variando a conversão de metano em eletricidade.

Simulações (CASP, UASB-TA, UASB)	Ordem de grandeza de impacto da ACV*		
	CASP	UASB-TA	UASB
Simulação 1 (25%; 25%; 25%)	1	2	3
Simulação 2 (25%; 35%; 25%)	1	2	3
Simulação 3 (25%; 35%; 35%)	1	2	3
Simulação 4 (35%; 25%; 25%)	1	2	3
Simulação 5 (35%; 35%; 25%)	1	2	3
Simulação 6 (35%; 25%; 35%)	1	2	3
Simulação 7 (25%; 25%; 35%)	1	2	3
Simulação 8 (35%; 35%; 35%)	1	2	3
Número de vezes que este processo foi menos impactante	0	0	8
Número de vezes que este processo foi o segundo menos impactante	0	8	0

* Ordem decrescente de impacto.

Quanto maior a conversão de metano em eletricidade (rendimento da conversão), maior a eletricidade gerada, reduzindo a necessidade de produção através de hidrelétrica, diminuindo, analogamente, o impacto causado ao meio ambiente. A Tabela 4.7 indica que, mesmo realizando uma análise combinatória das porcentagens de conversão de metano em eletricidade, para os valores máximos e mínimos informados na literatura, o processo UASB continua sendo menos impactante, seguido do processo UASB-TA.

4.3.4 Influência do Método de AICV nos Resultados

Os resultados das ACVs dos três processos de tratamento, utilizando o método de AICV EPS 2000 são apresentados no APÊNDICE K e suas pontuações únicas, após a ponderação, são esboçadas na Figura 4.16. Estes resultados se diferenciam dos apresentados no método ReCiPe, principalmente por considerarem alguns fatores que os transformam em

processos significativamente menos impactantes, o que pode ser visto nos grandes valores negativos no gráfico. Contudo, a ordem de impacto segue inalterada: UASB menos impactante, seguido de UASB-TA e tendo o processo CASP como o mais impactante.

Os resultados das ACVs dos três processos de tratamento, utilizando o método de AICV EDIP 2003 são apresentados no APÊNDICE K e suas pontuações únicas, após a ponderação, são esboçadas na Figura 4.17. Os resultados neste gráfico se aproximam mais dos observados no método ReCiPe, mantendo a ordem de significância de impacto entre os processos: UASB menos impactante, seguido de UASB-TA e tendo o processo CASP como o mais impactante.

Utilizando o método de AICV Ecological scarcity 2006 (ou Ecopoints), são gerados novos resultados das ACVs dos três processos de tratamento, os quais são apresentados no APÊNDICE K. As pontuações únicas, após a ponderação, são esboçadas na Figura 4.18. Os resultados neste gráfico se aproximam dos observados no método ReCiPe, mantendo a ordem de significância de impacto entre os processos: UASB menos impactante, seguido de UASB-TA e tendo o processo CASP como o mais impactante.

Os resultados da análise das ACVs, utilizando o método de AICV IMPACT 2002+ são apresentados no APÊNDICE K e suas pontuações únicas, após a ponderação, são esboçadas na Figura 4.19. Os resultados deste gráfico, assim como os resultados dos demais métodos, se aproximam dos observados no método ReCiPe, mantendo a ordem de significância de impacto entre os processos: UASB menos impactante, seguido de UASB-TA e tendo o processo CASP como o mais impactante.

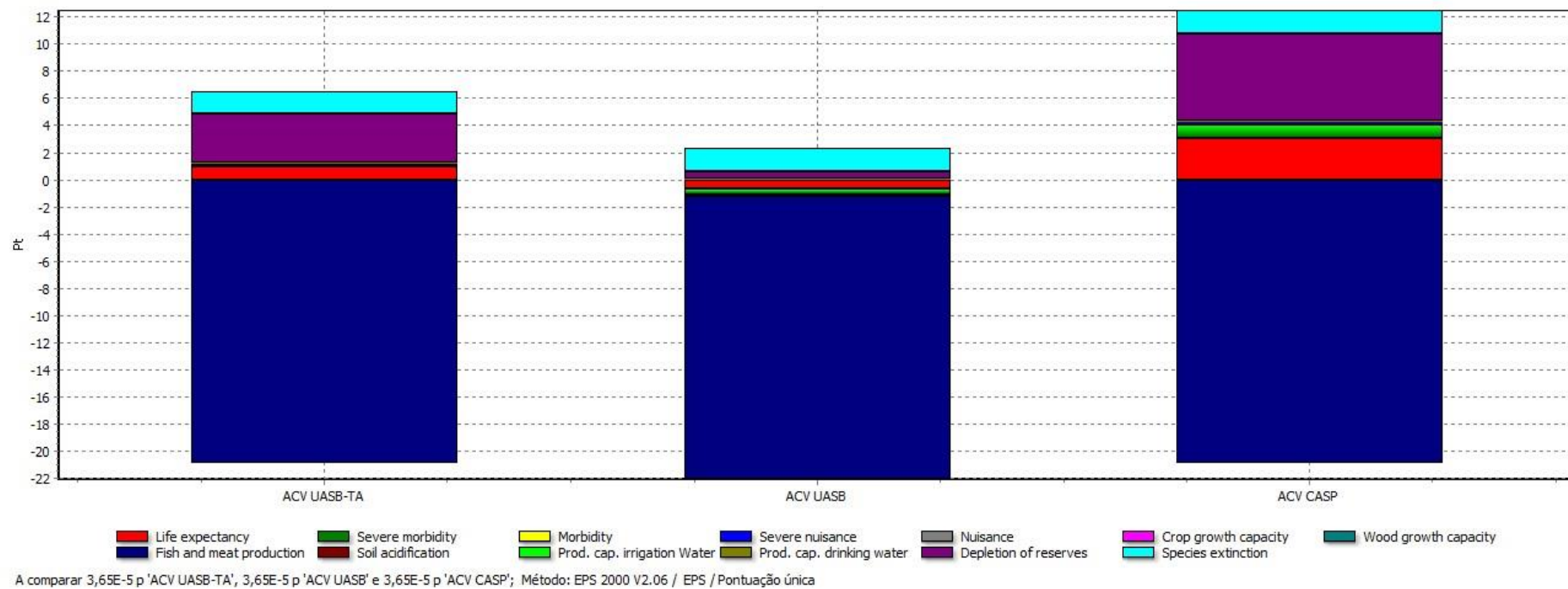
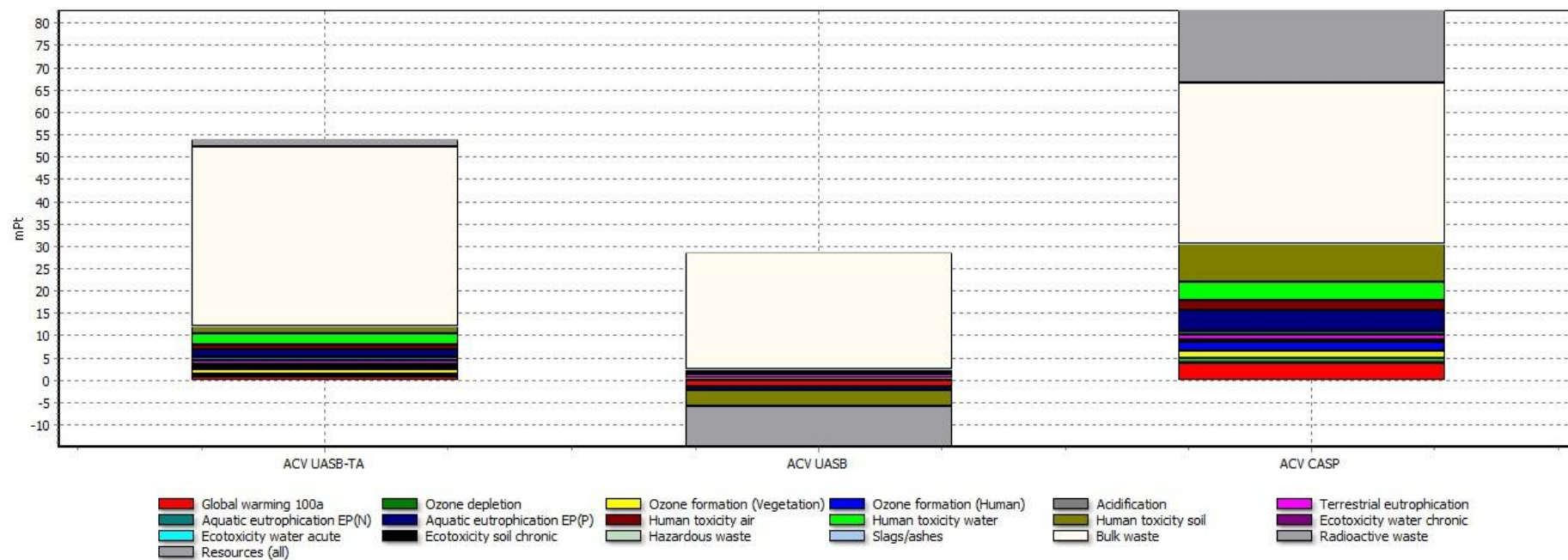


Figura 4.16 – Pontuação única das ACVs, através do método de AICV EPS 2000.
Fonte: Elaboração própria.



A comparar 3,65E-5 p 'ACV UASB-TA', 3,65E-5 p 'ACV UASB' e 3,65E-5 p 'ACV CASP'; Método: EDIP 2003 V1.02 / Default / Pontuação única

Figura 4.17 – Pontuação única das ACVs, através do método de AICV EDIP 2003.
Fonte: Elaboração própria.

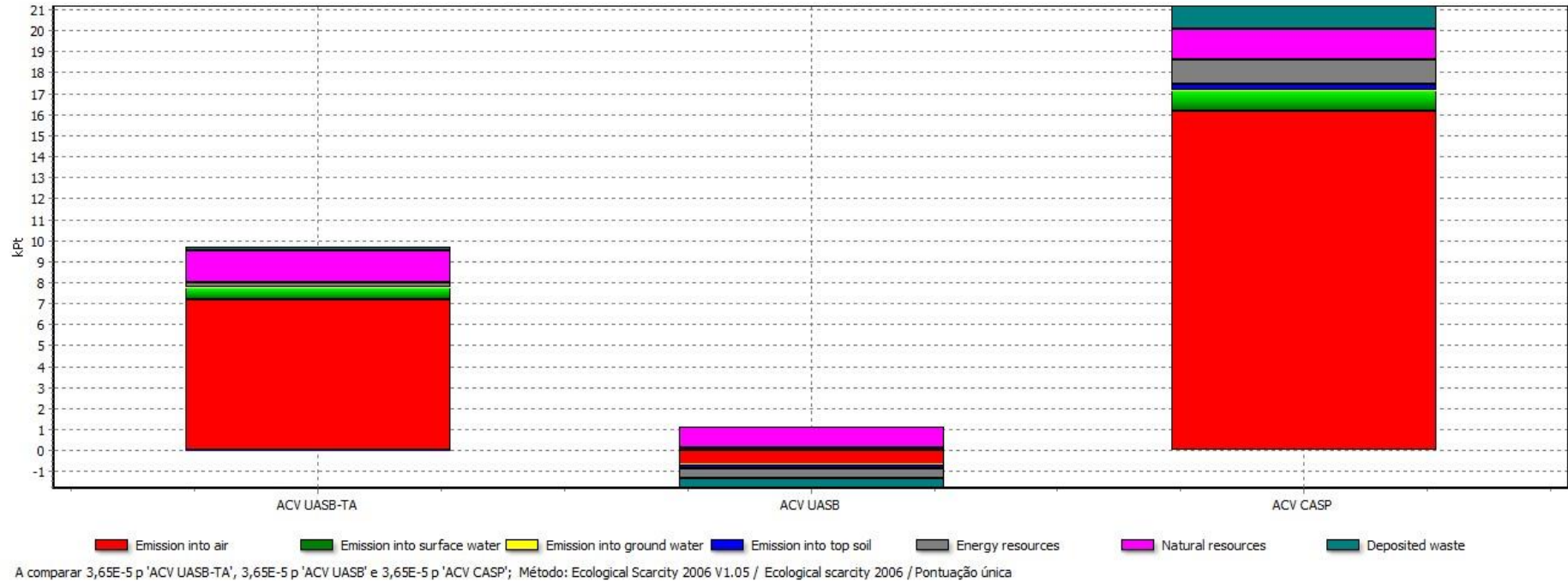
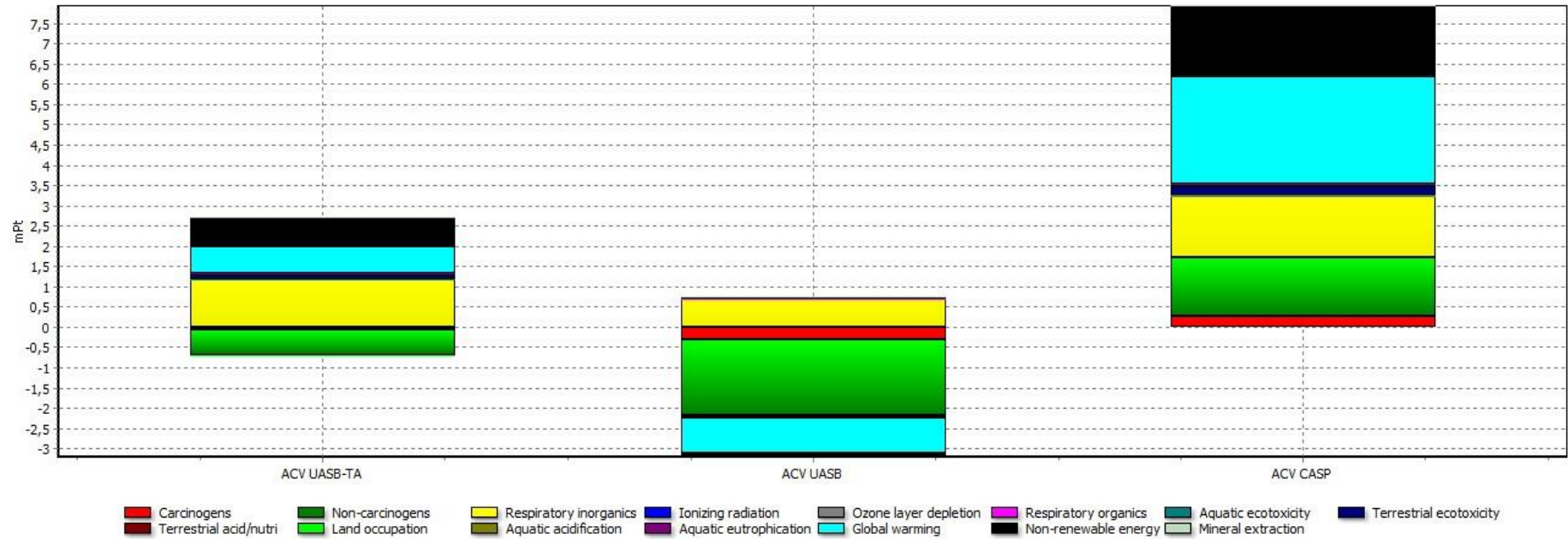


Figura 4.18 – Pontuação única das ACVs, através do método de AICV Ecological scarcity 2006.
 Fonte: Elaboração própria.



A comparar 3,65E-5 p 'ACV UASB-TA', 3,65E-5 p 'ACV UASB' e 3,65E-5 p 'ACV CASP'; Método: IMPACT 2002+ V2.06 / IMPACT 2002+ / Pontuação única

Figura 4.19 – Pontuação única das ACVs, através do método de AICV IMPACT 2002+.
 Fonte: Elaboração própria.

Análise da influência dos métodos

Com os resultados presentes no APÊNDICE K, é possível montar a Tabela 4.8, que resume os resultados da análise de sensibilidade variando o método de AICV.

Tabela 4.8 – Resumo dos resultados da análise de sensibilidade variando o método de AICV.

Método	Ordem de grandeza de impacto da ACV*		
	CASP	UASB-TA	UASB
ReCiPe 2008	1	2	3
EPS 2000	1	2	3
EDIP 2003	1	2	3
Ecological scarcity 2006	1	2	3
IMPACT 2002+	1	2	3
Número de vezes que este processo foi menos impactante	0	0	5
Número de vezes que este processo foi o segundo menos impactante	0	5	0

* Ordem decrescente de impacto.

A Tabela 4.8 indica os processos menos impactantes em cada um dos métodos de AICV utilizados. Observa-se que o processo UASB se mantém menos impactante e todos os métodos, seguido pelo processo UASB-TA. O Processo CASP permanece o mais impactante em todos os métodos utilizados. Ressalta-se que a comparação é realizada através da pontuação única, nos pontos finais de categoria, pois há poucas categorias de impacto e há menos diferenças entre os métodos existentes de AICV.

4.3.5 Resultados e Discussão Comparativos

Ao todo, são realizadas 29 simulações: o caso base e as provenientes da análise de sensibilidade. Os resultados iniciais comparativos da pontuação única das ACVs dos três processos, todos convertendo o metano em energia elétrica, demonstram que o processo UASB é o menos impactante, seguido do processo UASB-TA. Através da análise de sensibilidade com os resultados normalizados e ponderados, é possível observar que o processo UASB obtém o menor impacto ambiental potencial em 27 dos 29 resultados das simulações: 22 dos 24 resultados, utilizando o método de AICV ReCiPe 2008 (ReCiPe Endpoint (E) V1.04 /World ReCiPe E/E), e em 5 dos 5 métodos de AICV estudados.

De maneira geral, a ACV do processo UASB obtém um menor impacto ambiental potencial em 93,1% dos eventos. Já a ACV do processo UASB-TA se apresenta menos impactante em 2 dos 29 casos, ou seja, em 6,9% dos eventos. Por fim, a ACV do processo CASP é a mais impactante em todos os casos analisados.

Os casos em que o UASB-TA se apresenta menos impactante que o UASB são na variação da produção de metano, quando a E_{DQO} do processo UASB-TA é 14% maior que a E_{DQO} do processo UASB, demonstrando a grande influência deste parâmetro nas ACVs dos processos.

Em todas as comparações entre os processos de tratamento CASP e UASB-TA, o processo UASB-TA é o menos impactante.

5 CONCLUSÕES

Através deste estudo, é possível observar que as categorias intermediárias mais afetadas para o processo CASP são: Mudanças Climáticas (MC); Toxicidade Humana (TH); Radiação Ionizante (RI); Eutrofização na Água Doce (EAD); Eutrofização Marinha (EM); Ecotoxicidade Marinha (ETM); e Depleção de Combustíveis Fósseis (DCF). Analogamente, as categorias ambientais mais influenciadas no processo UASB são: TH; EAD; e EM. Já as categorias mais impactadas no processo UASB-TA são: MC; TH; EAD; EM; ETM; e DCF.

Considerando-se apenas as categorias intermediárias, conclui-se que o componente que mais impacta categorias no processo CASP é a eletricidade consumida, já no processo UASB é o transporte do lodo, enquanto no processo UASB-TA, tanto a eletricidade consumida, quanto o transporte do lodo são os componentes com maiores contribuições.

Em relação à orientação de uma possível seleção quanto ao processo mais ambientalmente adequado, esta deve ser realizada de acordo com as categorias intermediárias a serem preservadas. Neste estudo, todas as categorias intermediárias do processo UASB apresentam os menores impactos ambientais potenciais. No caso do processo UASB-TA, este apresenta valores de categorias intermediárias menos impactantes que os do processo CASP, exceto na categoria “Ocupação do Solo Urbano”. Portanto, na tomada de decisão sobre a implantação de um processo de tratamento de efluentes, com etapa aeróbia, caso se opte por considerar apenas a categoria “Ocupação do Solo Urbano”, o processo CASP seria o mais indicado. Por outro lado, caso seja priorizada qualquer uma das outras categorias intermediárias, em detrimento desta, o processo UASB-TA se apresenta como alternativa menos impactante.

As categorias relacionadas à eutrofização são igualmente impactantes nos três processos, pois as concentrações de nitrogênio e fósforo no efluente são consideradas como sendo iguais neste estudo.

Em relação aos pontos finais de categoria, o processo UASB apresenta os menores impactos ambientais potenciais, enquanto o processo CASP apresenta os maiores.

Analisando-se a pontuação única dos processos, observa-se que o processo UASB-TA é 57,1 % menos impactante que o processo CASP. Já o processo UASB se apresenta 105,8 % menos impactante que o processo CASP. Por fim, constata-se que o processo UASB é 113,4% menos impactante que o processo UASB-TA.

Na análise de sensibilidade, o processo UASB obtém um menor impacto ambiental potencial em 93,1% dos 29 eventos simulados. Já o processo UASB-TA se apresenta menos impactante em 6,9% dos eventos. Por fim, o processo CASP é o mais impactante em todos os casos analisados. Nas simulações variando a produção de gás metano, observa-se que, quando a Eficiência de remoção de DQO (E_{DQO}) no reator UASB do processo UASB-TA for 14% maior que a E_{DQO} do reator do processo UASB, o primeiro será menos impactante que o segundo. Estes resultados apontam para a grande influência do parâmetro “produção de metano” na ACV. Nas comparações variando o método de AICV, o processo UASB foi o menos impactante, seguido pelo UASB-TA, sendo o processo CASP o mais impactante.

A principal limitação da AICV neste estudo é a utilização de um método que não considera a concentração de DBO no efluente. No programa utilizado, o único método que considera este parâmetro no cálculo de impacto nos pontos finais de categoria é o EPS 2000, que é aplicado na análise de sensibilidade. Contudo, adotá-lo como método principal de AICV neste estudo não elucidaria alguns aspectos importantes, como Mudanças Climáticas, Redução da Camada de Ozônio, Eutrofização na Água Doce e Eutrofização Marinha.

Neste estudo e nestas condições e premissas adotadas, o processo UASB se mostra mais vantajoso ambientalmente, seguido do processo UASB-TA, sendo o processo CASP, o que apresenta maior impacto ambiental potencial. Contudo, vale ressaltar que esta análise é pontual, utilizando as premissas indicadas e a vazão de 3000 m³/d, funcionando por um período de 25 anos.

Uma análise de sensibilidade para vazões de operação poderia ter efeitos significativos nos resultados. Sugere-se, portanto, prosseguimento da análise para incorporar efeitos de escala no desempenho ambiental dos processos investigados, além do desenvolvimento de fatores de impactos aplicáveis e direcionados a países tropicais e em desenvolvimento, e a inclusão do desmatamento das áreas utilizadas para a construção das unidades de tratamento.

REFERÊNCIAS

ALDENTUN, Y. **Life cycle inventory of forest seedling production — from seed to regeneration site**. *Journal of Cleaner Production*, v. 10, p. 47–55, 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12209**: elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários. Rio de Janeiro, 2011. 53p.

_____. **NBR ISO 14040**: gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009a. 21p.

_____. **NBR ISO 14044**: gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b. 46p.

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 (2), p. 153 – 161, 2002 *apud* RODRIGUEZ-GARCIA *et alii*, 2011.

BAUER, C.; BOLLIGER, R.; TUCHSCHMID, M; FAIST-EMMENEGGER, M. **Wasserkraft**. In: DONES, R. (Ed.) et al., **Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz**. Final report ecoinvent No. 6-VIII, Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, 2007.

BONTON, A.; BOUCHARD, C.; BARBEAU, B.; JEDRZEJAK, S. **Comparative life cycle assessment of water treatment plants**. *Desalination*, v. 284, p. 42–54, 2012.

CARVALHO, A.; MATOS, H. A.; GANI, R. **SustainPro – A tool for systematic process analysis, generation and evaluation of sustainable design alternatives**. *Computers and Chemical Engineering*, v. 50, p. 8–27, 2013.

CARVALHO, M.; LOZANO, M. A.; SERRA, L. M.; WOHLGEMUTH, V. **Modeling simple trigeneration systems for the distribution of environmental loads**. *Environmental Modelling & Software*, v. 30, p.71–80, 2012.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. v. 5, 2.ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2007. 379p.

CHONG, S.; KANTI SEM, T.; KAYAALP, A.; MING ANG, H. **The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment – A State-of-the-art review**. *Water research*, v. 46, p. 3434–3470, 2012.

CONTAGEM (Município). **Inauguração da ETE Onça beneficia moradores de Contagem**. *Diário Oficial de Contagem*, Ano 15, Ed. 2282. Contagem, 2006. Disponível em: <<http://www.contagem.mg.gov.br/arquivos/doc/2282web.pdf>>. Acesso em: 26/04/2014 às 23:29h.

COROMINAS, LL.; FOLEY, J.; GUEST, J. S.; HOSPIDO, A.; LARSEN, H. F.; MORERA, S.; SHAW, A. **Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art**. Water Research, v. 47, p. 5480–5492, 2013.

DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JUNIOR, G. L.; BASSIN, J. P. (Orgs.). **Processos biológicos avançados para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. pp. 9–31.

DOKA, G. **Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services**. Ecoinvent report No. 13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2007.

ETH ZURICH; EPF LAUSANNE; PSI; EMPA; ART. **The ecoinvent Database**. 2014. Disponível em: <<http://www.ecoinvent.org/database/>>. Acesso em: 05/01/2014 às 11:34h.

EUROPEAN COMMISSION; JOINT RESEARCH CENTRE; INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY (EC, JRC & IES). **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance**. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010a.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **Life Cycle Assessment – A guide to approaches, experiences and information sources**. 1997. Disponível em: <<http://www.eea.europa.eu/publications/GH-07-97-595-EN-C/Issue-report-No-6.pdf>>. Acesso em: 11/02/2014 às 10:23h.

_____. (EC, JRC & IES). **ILCD Handbook: Analysing of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment**. First edition March 2010b. Disponível em: <<http://lct.jrc.ec.europa.eu/pdf-directory/ILCD-Handbook-LCIA-Background-analysis-online-12March2010.pdf>>. Acesso em: 21/01/2014 às 19:06h.

EUROSTAT. **Glossary:Tonne-kilometre (tkm)** (página eletrônica). 2013. Disponível em: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Glossary:Tonne-kilometre>. Acesso em: 29/11/2013 às 16:04h.

FERON, G.L.; GIACOBBO, A.; RODRIGUES, M. A. S.; MENEGUZZI, A. **Estudos Preliminares com MBR no Tratamento de Efluentes**. In: Livro de Resumos da 2ª Mostra de Trabalhos de Tecnologia Ambiental. Rio Grande do Sul: Instituto Federal Sul-rio-grandense, 2009. Pp. 16 – 19.

FIORENTINO, G.; RIPA, M.; MELLINO, S.; FAHD, S.; ULGIATI, S. **Life cycle assessment of *Brassica carinata* biomass conversion to bioenergy and platform chemicals**. Journal of Cleaner Production, v. 66, p.174–187, 2014.

FRISCHKNECHT, R.; TUCHSCHMID, M.; FAIST EMMENEGGER, M.; BAUER, C.; DONES, R. **Strommix und Stromnetz. Sachbilanzen von Energiesystemen**. Final report No. 6 ecoinvent data v2.0. Editors: Dones R. Volume: 6. Swiss Centre for LCI, PSI. Dübendorf and Villigen, CH, 2007a.

FRISCHKNECHT, R.; JUNGBLUTH, N.; ALTHAUS, H.-J.; DOKA, G.; HECK, T.; HELLWEG, S.; HISCHIER, R.; NEMECEK, T.; REBITZER, G.; SPIELMANN, M.; WERNET, G. **Overview and methodology**. Ecoinvent report No. 1. Swiss Centre for LCI, Dübendorf, 2007b.

GANDER, M.; JEFFERSON, B.; JUDD, S. **Aerobic MBRs for domestic wastewater treatment: a review with cost considerations**. Separation and Purification Technology, v. 18, p. 119–130, 2000.

GERNAEY, K. V.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HENZE, M.; LIND, M.; JØRGENSEN, S. B. **Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art**. Environmental Modelling & Software, v. 19, p. 763–783, 2004.

GOEDKOOP, M.; OELE, M.; DE SCHRYVER, A.; VIEIRA, M. **SimaPro Database Manual – Methods library**. Report version 2.2. Netherlands : PRé Consultants, 2008.

GOEDKOOP, M.; DE SCHRYVER, A.; OELE, M.; DURKSZ, S.; DE ROEST, D. **Introduction to LCA with SimaPro 7**. Netherlands : PRé Consultants, 2010.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; DE SCHRYVER, A.; STRUIJS, J.; VAN ZELM, R. **ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level**. First edition (version 1.08) Report I: Characterisation; May 2013. Disponível em: <<http://www.lcia-recipe.net/>> Acesso em: 26/12/2013 às 22:53h.

GUINÉE, J.B.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; ZAMAGNI, A.; MASONI, P. **Life cycle assessment: past, present, and future**. Environmental Science and Technology, v. 45 (1), p. 90–96, 2011.

HAUSCHILD, M.; JESWIET, J.; ALTING, L. **From Life Cycle Assessment to Sustainable Production: Status and Perspectives**. CIRP Annals – Manufacturing Technology, v. 54, Issue 2, p. 1–21, 2005.

HØIBYE, L.; CLAUSON-KAAS, J.; WENZEL, H.; LARSEN, H. F.; JACOBSEN, B. N.; DALGAARD, O. **Sustainability assessment of advanced wastewater treatment technologies**. Water Science & Technology, v. 58, n. 5, p. 963–968, 2008.

HOSPIDO, A.; SANCHEZ, I.; RODRIGUEZ-GARCIA, G.; IGLESIAS, A.; BUNTNER, D.; REIF, R.; MOREIRA, M. T.; FEJOO, G. **Are all membrane reactors equal from an environmental point of view?** Desalination, v. 285, p. 263–270, 2012.

HUMBERT, S.; DE SCHRYVER, A.; BENGUA, X.; MARGNI, M.; JOLLIET, O. **IMPACT 2002+: User Guide**. Draft for version Q2.21 (version adapted by Quantis). Suíça, 2012. Disponível em: <http://www.quantis-intl.com/pdf/IMPACT2002_UserGuide_for_vQ2.21.pdf>. Acesso em 27/04/2014 às 21:16h.

INSTITUT FÜR UMWELTINFORMATIK HAMBURG GMBH (IFU). **Umberto know the flow**. Disponível em: <<http://www.umberto.de/en/>>. Acesso em: 11/02/2014 às 20:00h.

IHI CORPORATION. **Screw Decanter Centrifuge** (página eletrônica). 2013. Disponível em: <<http://www.ihico.jp/separator/en/products/screw/hs-1.html>>. Acesso em: 29/11/2013 às 00:46h.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

KALAKUL, S.; MALAKUL, P.; SIEMANOND, K.; GANI, R. **Integration of life cycle assessment software with tools for economic and sustainability analyses and process simulation for sustainable process design**. Journal of Cleaner Production, 2014, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.022>.

KASSAB, G.; HALALSHEH, M.; KLAPWIJK, A.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J. B. **Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater – A review**. Bioresource Technology, v. 101, p. 3299–3310, 2010.

KELLENBERGER, D.; ALTHAUS, H.-J.; JUNGBLUTH, N.; KÜNNIGER, T.; LEHMANN, M.; THALMANN, P. **Life Cycle Inventories of Building Products**. Ecoinvent report No. 7, v2.0 (2007). EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, from www.ecoinvent.org.

KHAN, A. A.; GAUR, R. Z.; TYAGI, V. K.; KHURSHEED, A.; LEW, B.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A. A. **Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review**. Resources, Conservation and Recycling, v. 55, p. 1232–1251, 2011.

LAPINSKIENE, V.; MARTINAITIS, V. **The Framework of an Optimization Model for Building Envelope**. Procedia Engineering, v. 57, p. 670–677, 2013.

LAURENT, A.; CLAVREUL, J.; BERNSTAD, A.; BAKAS, I.; NIERO, M.; GENTIL, E.; CHRISTENSEN, T. H.; HAUSCHILD, M. Z. **Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice**. Waste Management, 2013, <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.004>.

LEE, K.; TAE, S.; SHIN, S. **Development of a Life Cycle Assessment Program for building (SUSB-LCA) in South Korea**. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 13, p. 1994–2002, 2009.

LEE, K-M; PARK, P-J. **Estimation of the environmental credit for the recycling of granulated blast furnace slag based on LCA**. Resources, Conservation and Recycling, v. 44, p. 139–151, 2005.

LEVIN, H. **LCAiT 4**. Disponível em: <<http://www.buildingecology.com/sustainability/life-cycle-assessment/life-cycle-assessment-software/lcait-4/?searchterm=lcait>>. Acesso em: 11/02/2014 às 17:44h.

LÓPEZ-SABIRÓN, A. M.; ARANDA-USÓN, A.; MAINAR-TOLEDO, M. D.; FERREIRA, V. J.; FERREIRA, G. **Environmental profile of latent energy storage materials applied to industrial systems**. *Science of the Total Environment*, v. 473–474, p. 565–575, 2014.

MA, L.; ALLWOOD, J. M.; CULLEN, J. M.; LI, Z. **The use of energy in China: Tracing the flow of energy from primary source to demand drivers**. *Energy*, v. 40, p. 174–188, 2012a.

MA, L.; FU, F.; LI, Z.; LIU, P. **Oil development in China: Current status and future trends**. *Energy Policy*, v. 45, p. 43–53, 2012b.

MARTINS, N. E. P. B. **Ecotoxicological effects of ciprofloxacin on aquatic species**. Universidade de Aveiro: 2010. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/10773/8794>>. Acesso em: 02/01/2014 às 22:08h.

MENKE, D. M.; DAVIS, G. A.; VIGOR, B. W. **Evaluation of Life-Cycle Assessment Tools**. 1996. Disponível em: <<http://teclim.ufba.br/jsf/producao/ecocycle%20eval%20lca%20tools.pdf>>. Acesso em: 12/02/2014 às 15:29h.

MIKI, M. K. **Dilemas do UASB**. *Revista DAE*, n. 183, p. 25-37, 2010.

MINAS GERAIS (Estado). **Governador inaugura em BH a segunda etapa da ETE Onça**. Disponível em: <<http://www.governo.mg.gov.br/component/gmg/story/680-governador-inaugura-em-bh-a-segunda-etapa-da-ete-on-ccedil-a>>. Acesso em: 26/04/2014 às 23:33h.

NAIR, A.T., AHAMMED, M.M., **The reuse of water treatment sludge as a coagulant for post-treatment of UASB reactor treating urban wastewater**, *Journal of Cleaner Production* (2013), <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.037>

NAVARRO, M. O. **Análisis de ciclo de vida de sistemas de depuración y tratamiento de aguas**. 2006. 199 f. *Proyecto Fin de Carrera. Ingeniería Química*. Zaragoza, 2006.

ORTIZ, M.; RALUY, R. G.; SERRA, L.; UCHE, J. **Life cycle assessment of water treatment technologies: wastewater and water-reuse in a small town**. *Desalination*, v. 204, p. 121–131, 2007.

PEGORARO, L. A. **Desenvolvimento de fatores de caracterização para toxicidade humana em avaliação do impacto do ciclo de vida no Brasil**. 2008. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Departamento de Pesquisa e Pós-graduação, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2008. Disponível em: <<http://www.ppgem.ct.utfpr.edu.br/dissertacoes/PEGORARO,%20Leandro%20Andrade.pdf>>. Acesso em: 02 jan. 2014.

PE INTERNATIONAL. **GaBi - Market leading Life Cycle Assessment software**. Disponível em: <<http://www.gabi-software.com/brazil/downloads/?gclid=CJXVz-G-xbECFQtU7AodbTQADw>>. Acesso em: 11/02/2014 às 23:41h.

PIERAGOSTINI, C.; MUSSATI, M. C.; AGUIRRE, P. **On process optimization considering LCA methodology**. *Journal of Environmental Management*, v. 96, p. 43–54, 2012.

PRÉ CONSULTANTS. **Software SimaPro 7 - Classroom**. 7.2.3 Multi user. Copyright© PRé Consultants, 2010.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO (PNUD). **Nota explicativa – valores de IDH brasileiro e as mudanças de ranking no Relatório do Desenvolvimento humano 2013**. 2013. Disponível em:

<<http://www.pnud.org.br/Noticia.aspx?id=3703>>. Acesso em: 02/01/2014 às 19:16h.

_____. **O que é o IDH**. 2012. Disponível em:

<http://www.pnud.org.br/IDH/IDH.aspx?indiceAccordion=0&li=li_IDH>. Acesso em: 02/01/2014 às 19:25h.

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, p. 1098–1105, 2008.

RESEARCH INSTITUTE OF SCIENCE FOR SAFETY AND SUSTAINABILITY (RISS). **Software**. AIST-LCA Ver.4. Disponível em:

<http://www.aist-riss.jp/main/modules/product/software/nire.html?ml_lang=en>. Acesso em: 11/02/2014 às 12:27h.

RIO DE JANEIRO (Estado) INEA. **DZ-215.R-4 – DIRETRIZ DE CONTROLE DE CARGA ORGÂNICA BIODEGRADÁVEL EM EFLUENTES LÍQUIDOS DE ORIGEM SANITÁRIA**, de 08 de novembro de 2007. Aprovada pela Deliberação CECA nº 4886, de 25 de setembro de 2007. Republicada no DOERJ de 08 de novembro de 2007.

_____. **NT-202.R-10 - CRITÉRIOS E PADRÕES PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS**, de 12 de dezembro de 1986. Aprovada pela Deliberação CECA nº 1007, de 04 de dezembro de 1986. Publicada no DOERJ de 12 de dezembro de 1986. Disponível em:

<<http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwew/mde0/~edisp/inea0014058.pdf>>. Acesso em: 13 fev. 2014.

RIVERA, R. G. R. **Evaluación ambiental de la integración de procesos de producción de agua con sistemas de producción de energía**. 2009. 360 f. Tese (Doutorado em *Ingeniería Mecánica*) – *Centro Politécnico Superior, Universidad de Zaragoza, Zaragoza*, 2009.

RIZVI, H. *et al.*, **Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance**. *Arabian Journal of Chemistry* (2014), <http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.12.016>

RODRÍGUEZ, G. C.; ANDRÉS, A. C.; MUÑOZ, F. D.; LÓPEZ, J. M. C.; ZHANG, Y. **Uncertainties and sensitivity analysis in building energy simulation using macroparameters.** *Energy and Buildings*, v. 67, p. 79–87, 2013.

RODRIGUEZ-GARCIA, G.; MOLINOS-SENANTE, M.; HOSPIDO, A.; HERNÁNDEZ-SANCHO, F.; MOREIRA, M. T.; FEJOO, G. **Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants.** *Water Research*, v. 45, p. 5997–6010, 2011.

SARAIVA, G. D. I.; PEIXOTO, J. A. A.; XAVIER, L. de S.; LIMA JÚNIOR, J. A. T. **A Metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida Apoiada pelo Software Umberto como Ferramenta de Gestão na Perspectiva da Sustentabilidade: um Estudo de Caso.** Em: SEGET 2007 - IV Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia, 2007. Disponível em:
<http://www.aedb.br/seget/artigos07/888_ACV%20como%20ferramenta%20de%20gestao.pdf>. Acesso em: 11/02/2014 às 19:31h.

SCHRAMM, J. M. A.; DE OLIVEIRA, A. F.; LEITE, I. C.; VALENTE, J. G.; GADELHA, A. M. J.; PORTELA, M. C.; CAMPOS, M. R. **Transição epidemiológica e o estudo de carga de doença no Brasil.** *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 9 (4), p. 897–908, 2004.

SEGHEZZO, L., ZEEMAN, G., VAN LIER, J.B. *et alii*. **A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors.** *Bioresource Technology*, v. 65 (3), p. 175 – 190, 1998 *apud* CHONG *et alii*, 2012.

SIEGENTHALER, C. P. *et al*. **LCA Software Guide 2005 – Market Overview – Software Portraits.** Publisher: ÖBU, 2005. Disponível em:
<http://www.oebu.ch/fileadmin/media/Publikationen/SR25_LCA_Software_Guide_2005.pdf>
> Acesso em: 11/02/2014 às 10:20h.

SILVA, A. L. R. T. **Desenvolvimento de fatores de normalização de impactos ambientais regionais para avaliação do ciclo de vida de produtos no estado de São Paulo.** 2010. 138 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

SINGH, L., WAHID, Z.A., SIDDIQUI, M.F., AHMAD, A. *et alii*. **Application of immobilized upflow anaerobic sludge blanket reactor using Clostridium LS2 for enhanced biohydrogen production and treatment efficiency of palm oil mill effluent.** *Int. J. Hydrogen Energy*, v. 38 (5), p. 2221–2229, 2013 *apud* RIZVI *et alii*, 2014.

SPIELMANN, M.; DONES, R.; BAUER C.; TUCHSCHMID, M. **Life Cycle Inventories of Transport Services.** Ecoinvent report No. 14, v2.0 (2007). Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, from www.ecoinvent.org.

TAHARA, K. *et al*. **Life cycle assessment of biomass power generation with sustainable forestry system.** *Greenhouse Gas Control Technol., Proc. Int. Conf. 4th*, p. 1182–1189, 1999. Edited by Eliasson B. *et al*. In: *Fuel and Energy Abstracts November 2000*, p. 391.

TAHARA, K.; KOJIMA, T.; INABA, A. **Evaluation of CO₂ payback time of power plants by LCA**. *Energy Convers. Mgmt.*, v. 38, Suppl., pp. S615 – S620, 1997.

TECHATO, K.-A.; WATTS, D. J.; CHAIPRAPAT, S. **Life cycle analysis of retrofitting with high energy efficiency air-conditioner and fluorescent lamp in existing buildings**. *Energy Policy*, v. 37, p. 318–325, 2009.

TIWARI, M., GUHA, S., HARENDRANATH, C., TRIPATHI, S. **Influence of extrinsic factors on granulation in UASB reactor**. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 71 (2), p. 145 – 154, 2006 *apud* CHONG *et alii*, 2012.

TONG, L.; LIU, X.; LIU, X.; YUAN, Z.; ZHANG, Q. **Life cycle assessment of water reuse systems in an industrial park**. *Journal of Environmental Management*, v. 129, p. 471–478, 2013.

TSAGARAKIS, K. P.; MARA, D. D.; ANGELAKIS, A. N. **Application of cost criteria for selection of municipal wastewater treatment systems**. *Water, Air, and Soil Pollution*. v. 142, p. 187–210, 2003.

UNGER, N.; BEIGL, P.; WASSERMANN, G. **General requirements for LCA software tools**. Institute of Waste Management, BOKU – University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, Austria. 2004. Disponível em: <<http://www.iemss.org/iemss2004/pdf/infotech/ungegene.pdf>>. Acesso em: 12/02/2014 às 15:42h.

VAZOLLÉR, R. F. **Microbiologia de Lodos Ativado** (Séries Manuais). São Paulo: CETESB, 1989. p. 14.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v. 1, 3ª ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2005a.

_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v. 4, 3ª ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2005b.

ZBICINSKI, I.; STAVENUITER, J.; KOZLOWSKA, B.; VAN DE COEVERING, H. **Product Design and Life Cycle Assessment**. Book 3 in a series on Environmental Management. The Baltic University Press. Uppsala: 2006. ISBN 91-975526-2-3.

APÊNDICE A – Dados dos componentes (subprocessos)

Dados do concreto

De acordo com Kellenberger *et alii* (2007), As bases de dados do Ecoinvent para a fabricação do concreto e moldagem em blocos (*concrete block, at plant*) incluem todas as informações importantes e necessárias para a correta utilização dos dados:

- **Origem:** Os dados são provenientes da Alemanha;
- **Processo de infraestrutura:** ausente;
- **Unidade:** kg;
- **Versão do conjunto de dados:** 2.0;
- **Processos inclusos:** Inclui a matéria prima “concreto normal” que é vertido em um molde, secado pelo ar e empacotado. Alguns transportes e infraestrutura também foram incluídos;
- **Quantidade:** 1;
- **Nome local:** *Betonstein, ab Werk*;
- **Comentário geral para referenciar a função:** Não foram levadas em consideração as perdas nem as águas residuais. O concreto utilizado é o “concreto normal”;
- **Data de início:** 1997;
- **Data de término:** 2001;
- **Texto geográfico:** Para algumas mudanças, os módulos suíços, europeus e globais foram utilizados como indicadores;
- **Texto tecnológico:** Tecnologia típica para a produção alemã;
- **Volume de produção:** Desconhecido;
- **Procedimento de amostragem:** Literatura;
- **Ajustes de incerteza:** nenhum. Os dados de incerteza se encontram na Tabela A1.

Tabela A1: Dados de incerteza dos blocos de concreto.

Entradas (Materiais e combustíveis)	Quantidade	Unidade	Distribuição	Desvio padrão ²	Comentário
Concrete, normal, at plant/CH U	0,00042	m ³	Sessão normal	1,5	Estimado
Diesel, burned in building machine/GLO U	0,0216	MJ	Sessão normal	1,34	(3,5,3,1,1,5)
Electricity, medium voltage, at grid/DE U	0,002	kWh	Sessão normal	5	Estimado
Mine, clay/CH/I U	1,67E-10	p	Sessão normal	5	Estimado
Packing, clay products/CH U	1	kg	Sessão normal	5	Estimado

Extraído de PRÉ CONSULTANTS (2010). Os números presentes no comentário se referem a como a incerteza foi estimada utilizando a matriz pedigree.

Os dados da matéria prima “concreto normal” (*concrete, normal, at plant*) incluem as seguintes informações:

- **Origem:** Os dados são provenientes da Suíça;
- **Processo de infraestrutura:** ausente;
- **Unidade:** m³;
- **Versão do conjunto de dados:** 2.0;
- **Processos inclusos:** Inclui todo o processo fabril de produção do concreto já misturado, outros processos internos (transporte, etc.), e infraestrutura (máquinas). Não há a inclusão de administração. Águas residuárias e alguns resíduos sólidos são considerados. Não há a contabilização de poeira;
- **Quantidade:** 1;
- **Nome local:** *Beton, normal, ab Werk*;
- **Comentário geral para referenciar a função:** Parte da produção total do concreto suíço: 55%. Densidade: 2380kg/m³. Ingredientes: cimento 300kg, água 190kg, cascalho 1890 kg. A água residuária é uma média dos dados de 11 instalações alemães de mistura de concreto;
- **Data de início:** 1997;
- **Data de término:** 2001;
- **Texto geográfico:** Europa;
- **Texto tecnológico:** tecnologia típica para a produção média suíça;
- **Representatividade:** 100%;
- **Volume de produção:** 4730000 t/a;
- **Procedimento de amostragem:** dados medidos de 6 plantas suíças;
- **Ajustes de incerteza:** nenhum. Os dados de incerteza se encontram na Tabela A2.

Este módulo representa o concreto mais utilizado, que se supõe ser composto de cimento Portland (classe de resistência Z 42.5), água para a matriz de mistura e cascalho para agregar a massa (KELLENBERGER *et alii*, 2007).

Tabela A2: Dados de incerteza do concreto a ser moldado.

Entradas (Materiais e combustíveis)	Quantidade	Unidade	Distribuição	Desvio padrão ²	Comentário
Concrete mixing plant/CH/I U	0,00000046	p	Sessão normal	3,1	(2,1,1,1,1,5);
Diesel, burned in building machine/GLO U	22,7	MJ	Sessão normal	1,2	(2,1,1,2,1,5);
Electricity, medium voltage, at grid/CH U	4,36	kWh	Sessão normal	1,2	(2,1,1,1,1,5);
Gravel, round, at mine/CH U	1890	kg	Sessão normal	1,3	(4,2,1,1,1,5);
Heavy fuel oil, burned in industrial furnace 1MW, non-modulating/CH U	3,09	MJ	Sessão normal	1,2	(2,1,1,1,1,5);
Light fuel oil, burned in industrial furnace 1MW, non-modulating/CH U	13,3	MJ	Sessão normal	1,2	(2,1,1,1,1,5);
Lubricating oil, at plant/RER U	0,0119	kg	Sessão normal	1,2	(2,1,1,2,1,5);
Natural gas, burned in industrial furnace low-NOx >100kW/RER U	1,16	MJ	Sessão normal	1,2	(2,1,1,2,1,5);
Portland cement, strength class Z 42.5, at plant/CH U	300	kg	Sessão normal	1,3	(4,2,1,1,1,5);
Steel, low-alloyed, at plant/RER U	0,0238	kg	Sessão normal	1,2	(2,1,1,2,1,5);
Synthetic rubber, at plant/RER U	0,00713	kg	Sessão normal	1,2	(2,1,1,2,1,5);
Tap water, at user/CH U	186	kg	Sessão normal	1,3	(4,2,1,1,1,5);
Transport, barge/RER U	49,2	tkm	Sessão normal	2,1	(2,1,1,2,1,5);
Transport, freight, rail/CH U	6,82	tkm	Sessão normal	2,1	(2,1,1,1,1,5);
Transport, lorry 3.5-20t, fleet average/CH U	0,998	tkm	Sessão normal	2,1	(2,1,1,1,1,5);
Transport, lorry 20-28t, fleet average/CH U	9,44	tkm	Sessão normal	2,1	(2,1,1,1,1,5);
Emissões para o ar					
Heat, waste	15,7	MJ	Sessão normal	1,2	(2,1,1,2,1,5);
Resíduos para tratamento					
Disposal, concrete, 5% water, to inert material landfill/CH U	16,9	kg	Sessão normal	1,2	(2,1,1,1,1,5);
Disposal, municipal solid waste, 22.9% water, to municipal incineration/CH U	0,0951	kg	Sessão normal	1,2	(2,1,1,1,1,5);
Treatment, concrete production effluent, to wastewater treatment, class 3/CH U	0,0143	m ³	Sessão normal	1,2	(2,1,1,1,1,5);

Extraído de PRÉ CONSULTANTS (2010). Os números presentes no comentário se referem a como a incerteza foi estimada utilizando a matriz pedigree.

Verificação (SimaPro 7.2):

Validação de revisão: Passou.

Validador: Roberto Dones.

Telefone: 0041 56 310 2007; E-mail: psi@ecoinvent.org; Companhia: PSI; País: Suíça.

Dados do transporte, caminhão 7,5 – 16t

Segundo Spielmann *et alii* (2007), as bases de dados do Ecoinvent para o transporte europeu fretado por caminhão de 7,5 – 16t (*transport, lorry 7.5-16t, EURO3*) podem ser resumidas nos seguintes itens:

- **Localização:** União Europeia;
- **Processo de infraestrutura:** ausente;
- **Unidade:** tkm;
- **Versão do conjunto de dados:** 2.0;
- **Processos inclusos:** Operação do veículo; produção, manutenção e disposição final do veículo; construção, manutenção e disposição final de estradas;
- **Quantidade:** 1;
- **Nome local:** *Transport, Lkw 7.5-16t, EURO3*;
- **Comentário geral para referenciar a função:** Os inventários se referem ao ciclo de vida completo do transporte. Para a infraestrutura da estrada, os gastos e intervenções ambientais devidos à construção, renovação e disposição final da estrada foram alocados baseados no desempenho bruto da tonelada por quilômetro. Gastos devidos à operação da infraestrutura da estrada, assim como uso da terra, foram alocados baseados no desempenho anual de quilometragem do veículo (*vehicle kilometer*). Para a atribuição ao veículo de sua parte nos cálculos do desempenho de transporte, se assumiu um desempenho veicular com vida útil de 540000vkm/ veículo;
- **Data de início:** 2005;
- **Data de término:** 2005;
- **Texto geográfico:** Os dados para a operação do veículo e a infraestrutura da estrada refletem as condições suíças. Os dados para a fabricação e manutenção do veículo representam dados genéricos europeus. Os dados para a disposição final do veículo refletem a situação apresentada na Suíça;
- **Texto tecnológico:** Veículo movido a Diesel;
- **Representatividade:** 100%;
- **Volume de produção:** desconhecido;
- **Procedimento de amostragem:** dados da literatura;
- **Ajustes de incerteza:** nenhum. Os dados de incerteza se encontram na Tabela A3.

Tabela A3: Dados de incerteza do Transporte, caminhão, 7,5 – 16t.

Entradas (Materiais e combustíveis)	Quantidade	Unidade	Distribuição	Desvio padrão ²	Comentário
Operation, lorry 7.5-16t, EURO3/RER U	0,3055	km	Sessão normal	2,0131	(3,1,1,1,1,na); cálculos próprios
Lorry 16t/RER/I U	5,6575E-07	p	Sessão normal	3,0125	(3,1,1,2,1,na); cálculos próprios
Maintenance, lorry 16t/CH/I U	5,6575E-07	p	Sessão normal	3,0125	(3,1,1,2,1,na); cálculos próprios
Road/CH/I U	0,0015568	my	Sessão normal	3,0124	(3,1,1,1,1,na); cálculos próprios
Operation, maintenance, road/CH/I U	0,00035808	my	Sessão normal	3,0124	(3,1,1,1,1,na); cálculos próprios
Resíduos para tratamento					
Disposal, lorry 16t/CH/I U	5,6575E-07	p	Sessão normal	3,0125	(3,1,1,2,1,na); cálculos próprios
Disposal, road/RER/I U	0,0015568	my	Sessão normal	3,0124	(3,1,1,1,1,na); cálculos próprios

Extraído de PRÉ CONSULTANTS (2010). Os números presentes no comentário se referem a como a incerteza foi estimada utilizando a matriz pedigree.

Verificação (SimaPro 7.2):

Validação de revisão: Passou.

Validador: Thomas Kägi.

Telefone: 0041 44 377 72 95; E-mail: art@ecoinvent.org; Companhia: ART;

País: Suíça.

Dados da matriz elétrica brasileira

De acordo com Frischknecht *et alii* (2007), as bases de dados do Ecoinvent para a matriz elétrica brasileira (*electricity mix/BR*) podem ser listadas como a seguir:

- **Localização:** Brasil;
- **Processo de infraestrutura:** ausente;
- **Unidade:** kWh;
- **Versão do conjunto de dados:** 2.0;
- **Processos inclusos:** Ele inclui a produção doméstica de eletricidade pelas tecnologias existentes e as importações provenientes de países vizinhos (misturas de produção) por barramento. Ele não inclui as perdas na transformação, transporte e distribuição;
- **Observação:** A produção líquida de eletricidade doméstica e as importações são baseadas em médias anuais;
- **Nome local:** *Strommix*;
- **Data de início:** 2004;
- **Data de término:** 2004;
- **Texto geográfico:** Os dados aplicam-se a produtores públicos e independentes no Brasil. Eles incluem as importações do Paraguai, Argentina, Venezuela e Uruguai. Plantas de gás natural, gás industrial e de energia nuclear são modeladas utilizando médias da União para a Coordenação da Transmissão de Eletricidade (UCTE). São utilizados dados de médias suíças para as usinas nucleares;
- **Texto tecnológico:** A descrição tecnológica não é fornecida porque o conjunto de dados apenas descreve o portfólio das usinas do respectivo país usando tecnologia média corrente (2004) por veiculador energético;
- **Representatividade:** 100%;
- **Volume de produção:** 441635 GWh;
- **Incerteza:** 1. Os dados de incerteza se encontram na Tabela A4.

Tabela A4: Dados de incerteza da Matriz elétrica brasileira.

Entradas (Materiais e combustíveis)	Quantidade	Unidade	Distribuição	Desvio padrão ²	Comentário
Electricity, hard coal, at power plant/UCTE U	0,018954	kWh	Sessão normal	1,2355	(1,1,1,5,3,1); Estatísticas nacionais e internacionais
Electricity, oil, at power plant/UCTE U	0,0074362	kWh	Sessão normal	1,2355	(1,1,1,5,3,1); Estatísticas nacionais e internacionais
Electricity, at cogen 200kWe diesel SCR, allocation exergy/CH U	0,019281	kWh	Sessão normal	1,2355	(1,1,1,5,3,1); Estatísticas nacionais e internacionais
Electricity, natural gas, at power plant/UCTE U	0,048257	kWh	Sessão normal	1,113	(1,1,1,5,1,1); Estatísticas nacionais e internacionais
Electricity, industrial gas, at power plant/UCTE U	0,0059965	kWh	Sessão normal	1,2355	(1,1,1,5,3,1); Estatísticas nacionais e internacionais
Electricity, hydropower, at reservoir power plant/BR U	0,83697	kWh	Sessão normal	1,05	(1,1,1,1,1,1); Estatísticas nacionais e internacionais
Electricity, nuclear, at power plant/CH U	0,023347	kWh	Sessão normal	1,2355	(1,1,1,5,3,1); Estatísticas nacionais e internacionais
Electricity, at wind power plant/RER U	0,0001391	kWh	Sessão normal	1,2355	(1,1,1,5,3,1); Estatísticas nacionais e internacionais
Electricity, bagasse, sugarcane, at fermentation plant/BR U	0,03962	kWh	Sessão normal	1,5044	(1,1,1,1,4,1); Estatísticas nacionais e internacionais

Extraído de PRÉ CONSULTANTS (2010). Os números presentes no comentário se referem a como a incerteza foi estimada utilizando a matriz pedigree.

Verificação (SimaPro 7.2):

Validação de revisão: Passou.

Outra validação: nenhuma.

Validador: Roberto Dones.

Telefone: 0041 56 310 2007; E-mail: psi@ecoinvent.org; Companhia: PSI; País: Suíça.

Dados do destino final para o desmantelamento do concreto

Materiais inertes como o concreto e tijolos, apresentam ausência de emissões nos aterros de materiais inertes (DOKA, 2007). As informações dos dados do destino final para o desmantelamento do concreto (*Disposal, building, concrete, not reinforced, to final disposal/CH U*) são listadas a seguir:

- **Nome original:** *Entsorgung, Gebäude, unbewehrter Beton, in Beseitigung*;
- **Processos inclusos:** Energia para o desmantelamento, emissões de material particulado do desmantelamento e manuseio, transporte para as instalações de desmantelamento, disposição final dos resíduos.
- **Observação:** O resíduo contém 1kg de material inerte (GSD=100%). A densidade do resíduo é de 2200 kg/m³;
- **Texto Geográfico:** Específica para o grupo de tecnologias encontradas na Suíça no final da década de 90;
- **Texto tecnológico:** Demolição de construções com *skid-steer loaders*.
- **Versão:** 2.2;
- **Valores de energia:** Indefinidos;

Categoria Local: *Entsorgungssysteme*;

Subcategoria Local: *Gebäudeentsorgung*;

Fonte do arquivo: 02010.XML.

Os dados de incerteza sem encontram na Tabela A5.

Tabela A5: Dados de incerteza do Destino final para o desmantelamento do concreto.

Entradas (Materiais e combustíveis)	Quantidade	Unidade	Distribuição	Desvio padrão ²	Comentário
Diesel, burned in building machine/GLO U	0,0437	MJ	Sessão normal	1,7	Energia para demolição. Intervalo de incerteza em (DAFSTB 1996)
Transport, lorry 20-28t, fleet average/CH U	0,015	tkm	Sessão normal	1	Transporte para instalações de disposição. Incerteza calculada a partir da incerteza em massas transportadas e da incerteza em distâncias de transporte genéricas.
Emissões para o ar					
Particulates, < 2.5 um	0,0000166	kg	Sessão normal	3,1	Emissões de desmantelamento e manuseio.(2,3,3,3,1,5) e incerteza básica de 3; de um fator de emissão de PM10 extrapolado e frações de PM genéricas provenientes de medições
Particulates, > 2.5 um, and < 10um	0,0000634	kg	Sessão normal	2,1	Emissões de desmantelamento e manuseio.(2,3,3,3,1,5) e incerteza básica de 2; de um fator de emissão de PM10 extrapolado e frações de PM genéricas provenientes de medições
Particulates, > 10 um	0,0000835	kg	Sessão normal	1,6	Emissões de desmantelamento e manuseio.(2,3,3,3,1,5) e incerteza básica de 1,5; de um fator de emissão de PM10 extrapolado e frações de PM genéricas provenientes de medições
Resíduos para tratamento					
Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill/CH U	1	kg	Sessão normal	1	Massas dispostas. Incerteza calculada a partir da incerteza da composição de resíduos

Extraído de PRÉ CONSULTANTS (2010). Os números presentes no comentário se referem a como a incerteza foi estimada utilizando a matriz pedigree.

Verificação (SimaPro 7.2):

Validação de revisão: Passou.

Validador: Niels Jungbluth.

Telefone: 0041 44 940 61 32; E-mail: esu-services@ecoinvent.org; Companhia: ESU;

País: Suíça.

Dados da DBO, DQO, nitrogênio e fósforo

Para a média de esgoto tratado nas ETEs suíças os dados são principalmente baseados na vasta base de dados BUWAL de ETEs suíças. Mudanças ao longo do tempo são improváveis para estas espécies, pois são dominadas pelas excreções humanas (DOKA, 2007).

A incerteza da composição do esgoto para a DBO, DQO, Nitrogênio e Fósforo é estimada em 150% (incerteza básica de 1,5; das bases de dados BUWAL de ETEs suíças).

APÊNDICE B – Cálculos de dimensionamento do Processo CASP

De acordo com as premissas adotadas para a vazão afluyente e concentrações afluyentes de DBO, DQO, nitrogênio e fósforo, foram realizados os cálculos de dimensionamento apresentados abaixo, assim como a mensuração de: volume de concreto a ser utilizado na construção de cada unidade operacional; volume de efluente tratado; cargas mássicas de DBO, nitrogênio e fósforo; potência consumida no processo; geração de metano; potência gerada; lodo gerado; e desempenho bruto total da tonelada por quilômetro no transporte.

Decantador Primário

Remoção de DBO: 25 a 35% (JORDÃO & PESSÔA, 2011). Remoção escolhida: 30%.

Remoção de SST: 40 a 60% (*id.*). Remoção escolhida: 50%.

Teor de Sólidos (TS): 3 a 10% (*ibid.*). Teor escolhido: 2%.

Relação SSV/SST = 75% (*ibid.*).

- Vazão afluyente = 3000 m³/d = 34,7 L/s
- DBO afluyente = 225 mgO₂/L
- DQO afluyente = 560 mgO₂/L
- SST afluyente = 230 mg/L
- Nitrogênio total afluyente = 52 mg/L
- Fósforo total afluyente = 10 mg/L
- A DBO do efluente primário pode ser calculada de acordo com a fórmula 1:

$$\text{DBO eflu}_{\text{prim.}} = \text{DBO aflu} - (\text{DBO aflu} \times \% \text{ de Remoção de DBO escolhida}) \quad (1)$$

Onde,

DBO eflu_{prim.} é a DBO no efluente primário em mg/L;

DBO aflu é a DBO no esgoto afluyente em mg/L; e

% de remoção de DBO escolhida = 30%.

DBO no efluente primário = 157,5 mgO₂/L

- A concentração dos SST do efluente primário pode ser calculada de acordo com a fórmula 2:

$$\text{SST eflu}_{\text{prim.}} = \text{SST aflu} - (\text{SST aflu} \times \% \text{ de Remoção de SST escolhida}) \quad (2)$$

Onde,

SST eflu_{prim.} é a concentração de SST no efluente primário em mg/L;

SST aflu é a concentração de SST no esgoto afluyente em mg/L; e

% de remoção de SST escolhida = 50%.

SST no efluente primário = 115 mg/L.

- A carga afluyente pode ser estimada segundo a fórmula 3:

$$C_a = \frac{Q \times \text{DBO aflu}}{1000} \quad (3)$$

Onde,

C_a é a carga orgânica em kgDBO/d;

Q é a vazão afluyente em m³/d; e

DBO aflu é a DBO no esgoto afluyente em mg/L.

$C_a = 675 \text{ kgDBO/d.}$

- Massa específica do lodo primário (γ_1) = 1,02 g/cm³
- A carga mássica de lodo gerado no tratamento primário pode ser calculada de acordo com a fórmula 4:

$$M_{\text{lodo prim.}} = Q \times \frac{\text{SSTaflu}}{1000} \times \% \text{ de Remoção de SST escolhida} \quad (4)$$

Onde,

$M_{\text{lodo prim.}}$ é a carga mássica de lodo removida no decantador primário em kgSST/d;

Q é a vazão afluyente em m³/d;

SST aflu é a concentração de SST no esgoto afluyente em mg/L; e

% de remoção de SST escolhida = 50%.

$M_{\text{lodo prim.}} = 345 \text{ kgSST/d.}$

- Densidade do lodo primário (ρ_1) = 1007 g/L
- A vazão de produção de lodo primário pode ser mensurada, através da fórmula 5:

$$Q_{\text{lodo prim.}} = \frac{M_{\text{lodo prim.}}}{(10 \times \text{TS})} \quad (5)$$

Onde,

$Q_{\text{lodo prim.}}$ é a vazão de produção de lodo primário em m³/d;

TS é o teor de sólidos do lodo primário escolhido: 2%; e

$M_{\text{lodo prim.}}$ é a carga mássica de lodo removida no decantador primário em kgSST/d.

$Q_{\text{lodo prim.}} = 17,3 \text{ m}^3/\text{d.}$

- A carga mássica de remoção de SSV no lodo primário pode ser calculada de acordo com a fórmula 6:

$$\text{Rem.}_{\text{SSV}} = M_{\text{lodo prim.}} \times \text{Rel.}_{\text{SSV/SST}} \quad (6)$$

Onde,

$M_{\text{lodo prim.}}$ é a carga mássica de lodo removida no decantador primário em kgSST/d;
 Rem._{SSV} é a carga mássica de remoção de SSV no lodo primário em kgSSV/d; e
 $\text{Rel.}_{\text{SSV/SST}}$ é a relação $\text{SSV/SST} = 75\%$.

$\text{Rem.}_{\text{SSV}} = 258,75 \text{ kgSSV/d.}$

- A carga mássica de remoção de DBO no lodo primário pode ser calculada de acordo com a fórmula 7:

$$\text{Rem.}_{\text{DBO}} = C_a \times \% \text{ de Remoção de DBO escolhida} \quad (7)$$

Onde,

Rem._{DBO} é a carga mássica de remoção de DBO no lodo primário em kg/d;

C_a é a carga orgânica em kgDBO/d; e

% de remoção de DBO escolhida = 30%.

$\text{Rem.}_{\text{DBO}} = 202,5 \text{ kg/d.}$

- Considerando uma taxa de aplicação superficial de $55 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ (abaixo de $60 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, como sugerido por Jordão & Pessôa, 2011), é possível dimensionar o decantador primário através dos seguintes cálculos:
 - Área total de decantação do decantador primário: esta pode ser obtida através da fórmula 8:

$$A_{\text{TD}} = \frac{Q}{T_x} \quad (8)$$

Onde,

A_{TD} é a área total de decantação em m^2 ;

Q é a vazão afluyente em m^3/d ; e

T_x é a taxa de aplicação superficial escolhida para o decantador primário = $55 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

$A_{\text{TD}} = 54,55 \text{ m}^2$.

- Considerando apenas 1 decantador primário, obtém-se o raio deste a partir da fórmula 9:

$$r = \sqrt{A_{\text{TD}}/\pi} \quad (9)$$

Onde,

r é o raio do decantador em m; e

A_{TD} é a área total de decantação em m^2 .

$r = 4,17 \text{ m.}$

- Para a altura (h) se escolheu o valor de 4,0 m;
- Espessura (l) = 0,3 m;
- Através dos valores de r , h e l , é possível calcular o volume de concreto necessário para esta unidade:
 - Para a base, através da fórmula 10:

$$V_{\text{Base}} = A \times l \quad (10)$$

Onde,

V_{Base} é o volume de concreto necessário para a base da unidade, em m^3 . Neste caso, do decantador;

A é a área total da base da unidade, em m^2 . Neste caso, de decantação; e

l é a espessura da parede da unidade, em m.

$V_{\text{Base}} = 16,364 \text{ m}^3$.

➤ Para as laterais, através da fórmula 11:

$$V_{\text{Laterais}} = 2\pi \times r \times h \times l \quad (11)$$

Onde,

V_{Laterais} é o volume de concreto necessário para as laterais da unidade, em m^3 . Neste caso, o decantador;

r é o raio da unidade, em m. Neste caso, do decantador;

h é a altura da unidade, em m. Neste caso, do decantador; e

l é a espessura da parede em m.

$V_{\text{Laterais}} = 31,417 \text{ m}^3$.

➤ Total de concreto, através da fórmula 12:

$$V_{\text{Total}} = V_{\text{Base}} + V_{\text{Laterais}} \quad (12)$$

Onde,

V_{Total} é o volume total de concreto necessário para a unidade, em m^3 ;

V_{Base} é o volume de concreto necessário para a base da unidade, em m^3 ; e

V_{Laterais} é o volume de concreto necessário para as laterais da unidade, em m^3 .

$V_{\text{Total}} = 47,781 \text{ m}^3$.

Tanque de Aeração

- Vazão afluyente = $3000 \text{ m}^3/\text{d} = 34,7 \text{ L/s}$
- DBO afluyente = $157,5 \text{ mgO}_2/\text{L}$
- DBO efluyente = $25 \text{ mgO}_2/\text{L}$
- SST afluyente = 115 mg/L
- $Y_{\text{obs}} = 0,55 \text{ kgSSV/kgDBO removida}$
- Fração da respiração endógena (k_d) = $0,07/\text{d}$
- Densidade do lodo secundário (ρ_2) = 1000 g/L
- Massa específica do lodo secundário (γ_2) = 1 g/cm^3
- Nitrogênio total afluyente = 52 mg/L
- Fósforo total afluyente = 10 mg/L

- Segundo Jordão & Pessôa (2011), a norma brasileira recomenda algumas faixas de trabalho para:
 - A relação alimento/microrganismo (A/M): na faixa de 0,2 a 0,7 kgDBO/kgSSV.d para sistemas convencionais. Valor adotado de A/M: 0,4 kgDBO/kgSSV.d;
 - A concentração de SSTA: na faixa de 1500 a 4500mg/L. Valor adotado de SSTA: 3500 mg/L;
- Segundo Von Sperling (2005b) é possível considerar que a concentração de SSVTA é em torno de 70% do valor de SSTA. Valor adotado de SSVTA: 2500 mg/L (71,43% do SSTA);
- O volume do tanque de aeração pode ser deduzido a partir da fórmula 13:

$$V_{T.A.} = \frac{Q \times \text{DBO aflu}}{\text{SSVTA} \times A/M} \quad (13)$$

Onde,

$V_{T.A.}$ é o volume do tanque de aeração em m^3 ;

Q é a vazão afluente em m^3/d ;

DBO aflu é a DBO do efluente primário em mgO_2/L ;

SSVTA é a concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração em mg/L ; e

A/M é a relação alimento/microrganismo em $mgDBO/mgSSV.d$.

$V_{T.A.} = 472,5 m^3$.

- De acordo com Jordão & Pessôa (2011), a evolução do tratamento levou à redução do tempo de aeração para 2 a 4 horas. Através da fórmula 14, é possível averiguar o tempo de detenção hidráulica no tanque de aeração para o processo escolhido:

$$TDH = \frac{Q \times 24}{V_{T.A.}} \quad (14)$$

Onde,

TDH é o tempo de detenção hidráulica do tanque de aeração em h;

Q é a vazão afluente em m^3/d ; e

$V_{T.A.}$ é o volume do tanque de aeração em m^3 ;

TDH = 3,8 h.

- A relação SSV/SST pode ser estimada através da fórmula 15:

$$SSV/SST = \frac{SSVTA}{SSTA} \quad (15)$$

Onde,

SSV/SST é a relação entre SSVTA e SSTA, sendo adimensional;

SSVTA é a concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração em mg/L ; e

SSTA é a concentração de sólidos suspensos totais no tanque de aeração em mg/L .

SSV/SST = 0,71.

- De acordo com Jordão & Pessôa (2011), a concentração de SST no retorno de lodo (SSTRL) costuma variar entre 7500 e 15000mg/L. Valor adotado de SSTRL: 7500 mg/L;
- O valor de SSV no retorno de lodo pode ser encontrando através da fórmula 16:

$$\text{SSVRL} = \text{SSV/SST} \times \text{SSTRL} \quad (16)$$

Onde,

SSVRL é a concentração de SSV no retorno de lodo em mg/L;

SSV/SST é igual a 0,71; e

SSTRL é igual a 7500 mg/L.

SSVRL = 5357,1 mg/L.

- A relação de recirculação pode ser deduzida através da fórmula 17:

$$R_r = \frac{\text{SSTA}}{(\text{SSTRL} - \text{SSTA})} \quad (17)$$

Onde,

R_r é a relação de recirculação de lodo e é adimensional;

SSTRL é a concentração de SST no retorno de lodo em mg/L; e

SSTA é a concentração de sólidos suspensos totais no tanque de aeração em mg/L.

$R_r = 0,9$.

- A produção diária de lodo secundário pode ser avaliada com o auxílio da fórmula 18:

$$\text{PL} = Y_{\text{obs}} \times \left(\frac{\text{DBO aflu} - \text{DBO eflu}}{1000} \right) \times Q - \left(\frac{\text{Kd} \times \text{SSVTA}}{1000 \times V_{\text{T.A.}}} \right) \quad (18)$$

Onde,

PL é a produção de lodo em kgSST/d;

Y_{obs} é o crescimento de biomassa em kgSSV/kgDBO removida;

DBO aflu é a DBO do efluente primário em mgO₂/L;

DBO eflu é a DBO do efluente secundário em mgO₂/L;

Q é a vazão afluyente em m³/d;

Kd é a fração da respiração endógena em d⁻¹;

SSVTA é a concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração em mg/L; e

$V_{\text{T.A.}}$ é o volume do tanque de aeração em m³.

PL = 135,9 kg SST/d.

- A vazão de descarte de lodo (W) do sistema pode ser mensurada através da fórmula 19:

$$W = \frac{\text{PL}}{\left(\frac{\text{SSTRL}}{1000000} \right) \times \rho \times Y} \quad (19)$$

Onde,

W é a vazão de descarte de lodo em m³/d;

PL é a produção de lodo em kgSST/d;

SSTRL é a concentração de SST no retorno de lodo em mg/L;

ρ_2 é a densidade do lodo secundário em g/L; e

Y_2 é a massa específica do lodo secundário em g/cm³.

W = 18,1 m³/d.

- A idade de lodo (θ_c) pode ser avaliada com o auxílio da fórmula 20:

$$\theta_c = \frac{SSVTA \times V_{T.A.}}{W \times SSVRL} \quad (20)$$

Onde,

θ_c é a idade do lodo em dias (d);

SSVTA é a concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração em mg/L; e

$V_{T.A.}$ é o volume do tanque de aeração em m³;

W é a vazão de descarte de lodo em m³/d; e

SSVRL é a concentração de SST no retorno de lodo em mg/L.

$\theta_c = 12,17$ d.

- A produção de SSV no lodo em excesso pode ser estimada segundo a fórmula 21:

$$P_{SSV} = PL \times SSV/SST \quad (21)$$

Onde,

P_{SSV} é a produção de lodo em termos de SSV em kgSSV/d;

PL é a produção de lodo em kgSST/d; e

SSV/SST é igual a 0,71.

$P_{SSV} = 97,1$ kg SSV/d.

- Considerando uma altura (h) de 3,5 m para o tanque de aeração, é possível dimensionar:
 - A área da base através da fórmula 22:

$$A = \frac{V_{T.A.}}{h} \quad (22)$$

Onde,

A é a área da base em m²;

$V_{T.A.}$ é o volume do tanque de aeração em m³; e

h é a altura em m.

A = 135,00 m².

- A largura com o auxílio da fórmula 23:

$$w' = \sqrt{A/6} \quad (23)$$

Onde,

w' é a largura em m; e

A é a área da base em m^2 .

$w' = 4,74$ m.

➤ O Comprimento através da fórmula 24:

$$L = 6 \times w' \quad (24)$$

Onde,

L é o comprimento em m; e

w' é a largura em m.

$L = 28,46$ m.

- Espessura (l) = 0,3 m
- Através dos valores de h , A e l , é possível calcular o volume de concreto necessário para esta unidade:
 - Para a base, através da fórmula 10, sendo $V_{\text{Base}} = 40,50$ m^3 .
 - Para as laterais, através da fórmula 25:

$$V_{\text{Laterais}} = (L \times h \times 2 + w' \times h \times 2) \times l \quad (25)$$

Onde,

L é o comprimento em m;

h é a altura em m;

w' é a largura em m; e

l é a espessura em m.

$V_{\text{Laterais}} = 69,73$ m^3 .

➤ Total de concreto, através da fórmula 12, sendo o **$V_{\text{Total}} = 110,23$ m^3 .**

- Como o lodo passará por digestão anaeróbia, acredita-se que o fósforo absorvido será liberado novamente para o sistema (CHERNICHARO, 2007). Considerando que não houve remoção de fósforo no processo, é possível verificar a carga mássica de Fósforo no efluente ($C_m P_{\text{eflu}}$) aplicando-se a fórmula 26:

$$C_m P_{\text{eflu}} = P_{\text{tot eflu}} \times \left(\frac{Q}{1000} \right) \quad (26)$$

Onde,

$C_m P_{\text{eflu}}$ é a carga mássica de Fósforo no efluente em kg P/d;

$P_{\text{tot eflu}}$ é a concentração de Fósforo total efluente em mg/L; e

Q é a vazão afluente em m^3/d .

$C_m P_{\text{eflu}} = 30,0$ kg P/d.

- Como não foi considerada a desnitrificação no processo e o lodo passará por digestão anaeróbia, acredita-se que a carga mássica de nitrogênio efluente será igual à afluente. Através da fórmula 27 foi possível calcular a carga mássica de Nitrogênio no efluente:

$$C_m N_{\text{eflu}} = N_{\text{tot eflu}} \times \left(\frac{Q}{1000} \right) \quad (27)$$

Onde,

$C_m N_{\text{eflu}}$ é a carga mássica de Nitrogênio no efluente em kg N/d;

$N_{\text{tot eflu}}$ é a concentração de Nitrogênio total efluente em mg/L; e

Q é a vazão afluente em m³/d.

$C_m N_{\text{eflu}} = 156,0 \text{ kg N/d}$.

- Oxigenação: de acordo com Jordão & Pessôa (2011), a fração da matéria removida que é usada para energia (a') e a quantidade de oxigênio utilizado por dia (em kg) por kg de lodo no TA, para a fase de respiração endógena (b') já são conhecidos para esgotos domésticos (a' em torno de 0,52, e b' de 0,12 d⁻¹). Através desses dados é possível calcular a massa de oxigênio necessária para a aeração:

- Primeiramente, calculando a massa de oxigênio teórico necessária, através da fórmula 28:

$$M_{T\text{O}_2} = a' \times \left(\frac{\text{DBO}_{\text{Aflu}}}{1000} - \frac{\text{DBO}_{\text{Eflu}}}{1000} \right) \times Q + b' \left(\frac{\text{SSVTA}}{1000} \right) \times V_{T.A.} \quad (28)$$

Onde,

$M_{T\text{O}_2}$ é a massa teórica de Oxigênio necessário em kgO₂/d;

a' é a fração da matéria removida que é usada para energia e é adimensional;

DBO_{aflu} é a DBO do efluente primário em mgO₂/L;

DBO_{eflu} é a DBO do efluente secundário em mgO₂/L;

Q é a vazão afluente em m³/d;

b' é a quantidade de Oxigênio utilizado por dia (em kg) por kg de lodo no TA, para a fase de respiração endógena em d⁻¹;

SSVTA é a concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração em mg/L; e

$V_{T.A.}$ é o volume do tanque de aeração em m³.

$M_{T\text{O}_2} = 348,45 \text{ kgO}_2/\text{d}$.

- Em seguida, calculando a massa de Oxigênio necessário real, através da fórmula 29, pois a Norma sugere que a massa de O₂ seja, pelo menos, igual a 1,5 vezes a carga de DBO aplicada (JORDÃO & PESSÔA, 2011):

$$M_{\text{O}_2} = 1,5 \times Q \times \left(\frac{\text{DBO}_{\text{Aflu}}}{1000} \right) \quad (29)$$

Onde,

MO_2 é a massa real de Oxigênio necessário em kgO_2/d ;

Q é a vazão afluyente em m^3/d ; e

DBO aflu é a DBO do efluente primário em mgO_2/L .

$MO_2 = 708,75 kgO_2/d$.

- Sabendo-se que:
 - N é a massa real de oxigênio transferido na unidade de tempo em kgO_2/h ;
 - N_o é a capacidade teórica de transferência de oxigênio para aeradores mecânicos em kgO_2/h ;
 - Adotando-se aeradores de baixa rotação a N_o é de $2,1 kgO_2/kWh$, segundo um fornecedor confiável (JORDÃO & PESSÔA, 2011);
 - A relação N_o/N é igual à relação $MO_2/M_T O_2$;
 e adotando-se uma relação $N/N_o = 0,65$ (para uma temperatura da água de $25^\circ C$), é possível calcular a potência total através das fórmulas 30 e 31:

$$N = 0,65 \times N_o \quad (30)$$

Onde,

N é a massa real de oxigênio transferido na unidade de tempo, em kgO_2/kWh ; e

N_o é a capacidade teórica de transferência de oxigênio para aeradores mecânicos que, neste caso = $2,1 kgO_2/kWh$.

$N = 1,37 kgO_2/kWh$.

$$P_a = \left(\frac{MO_2}{24 \times N} \right) \quad (31)$$

Onde,

P_a é a potência dos aeradores, em kW;

MO_2 é a massa real de Oxigênio necessário, em kgO_2/d ; e

N é a massa real de oxigênio transferido na unidade de tempo, em kgO_2/kWh .

$P_a = 21,6 kW$.

- Segundo Jordão e Pessôa (2011), a Norma Brasileira estabelece dois aeradores para vazões médias entre $20L/s$ e $50L/s$ ($34,7 L/s$ neste estudo). Recomenda ainda que a densidade de potência seja superior a $10W/m^3$. Isto pode ser verificado de acordo com a fórmula 32:

$$P/V = \left(\frac{P_a \times 1000}{V_{T.A.}} \right) \quad (32)$$

Onde,

P/V é a densidade de potência em W/m^3 ;

P_a é a potência dos aeradores, em kW; e

$V_{T.A.}$ é o volume do tanque de aeração em m^3 .

$P/V = 45,6 \text{ W/m}^3$, respeitando assim a premissa solicitada.

Decantador Secundário

- Vazão afluyente = $3000 \text{ m}^3/\text{d} = 34,7 \text{ L/s}$
- Como a idade do lodo é inferior a 18 dias e a relação A/M é superior a $0,15 \text{ kg DBO/KgSSVTA.d}$, a Norma Brasileira recomenda uma taxa de aplicação superficial de $28 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ (JORDÃO & PESSÔA, 2011). Com este valor é possível dimensionar o decantador secundário através das seguintes considerações:
Aplicação da fórmula 8 para a obtenção da área total de decantação em m^2 , considerando a taxa de aplicação superficial escolhida para o decantador = $28 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, onde:
 - A área total de decantação (A_{TD}) = **$107,14 \text{ m}^2$** .
 - Considerando-se apenas 1 decantador secundário, obtém-se o raio (r) deste a partir da fórmula 9, encontrando-se um **$r = 5,84 \text{ m}$** ;
 - Para a altura (h) se escolheu o valor de $3,50 \text{ m}$;
 - A Espessura (l) = $0,3 \text{ m}$;
- Através dos valores de r, h e l, é possível calcular o volume de concreto necessário para esta unidade:
 - Para a base, através da fórmula 10, encontrando-se um **$V_{Base} = 32,14 \text{ m}^3$** .
 - Para as laterais, através da fórmula 11, encontrando-se um **$V_{Laterais} = 38,53 \text{ m}^3$** .
 - O volume total através da fórmula 12, encontrando-se um **$V_{Total} = 70,67 \text{ m}^3$** .
- Outra premissa que deve ser respeitada é a taxa de aplicação de sólidos (T_{XS}). Quando a idade do lodo é inferior a 18 dias, ou a relação A/M é superior a $0,15 \text{ kg DBO/KgSSVTA.d}$, a taxa de aplicação de sólidos deve ser igual ou inferior a $144 \text{ kg/m}^2.\text{d}$ (JORDÃO & PESSÔA, 2011). Para simples conferência da adequação da unidade, foi verificada a T_{XS} no decantador, com o auxílio da fórmula 33:

$$T_{XS} = \left(\frac{SSTA \times Q}{1000 \times A_{TD}} \right) \quad (33)$$

Onde,

T_{XS} é a taxa de aplicação de sólidos em $\text{kg/m}^2.\text{d}$;

SSTA é a concentração de sólidos suspensos totais no tanque de aeração em mg/L ;

Q é a vazão afluyente em m^3/d ; e

A_{TD} é a área total de decantação em m^2 .

$T_{XS} = 98,0 \text{ kg/m}^2.\text{d}$ (valor dentro do sugerido).

Adensador por Gravidade

- Segundo a norma, a taxa de aplicação de sólidos deve ser menor que $50 \text{ kg SST/m}^2.\text{d}$ (ABNT, 2011). Valor adotado: $45 \text{ kg SST/m}^2.\text{d}$.

- Captura de sólidos nos adensadores por gravidade: de 85 a 90% (JORDÃO & PESSÔA, 2011). Valor adotado: 85%.
- TS no lodo adensado: de 2 a 6%. Valor adotado: 4%.
- Vazão de diluição (Q_{dil}) adotada: 30,0 m³/d (para se respeitar a taxa de aplicação hidráulica efetiva de 6 a 12 m³/m².d).
- A vazão afluyente ao adensador pode ser calculada através da fórmula 34:

$$Q_{ad\,aflu} = Q_{lodo\,prim.} + W + Q_{dil} \quad (34)$$

Onde,

$Q_{ad\,aflu}$ é a vazão afluyente ao adensador em m³/d;

$Q_{lodo\,prim.}$ é a vazão de produção de lodo primário em m³/d;

W é a vazão de descarte de lodo em m³/d;

Q_{dil} é a vazão de diluição adotada = 30,0 m³/d.

$Q_{ad\,aflu} = 65,4 \text{ m}^3/\text{d}$.

- A concentração da carga mássica de sólidos suspensos totais afluyente ao adensador pode ser calculada com o auxílio da fórmula 35:

$$M_{ad\,aflu} = M_{lodo\,prim.} + PL \quad (35)$$

Onde,

$M_{ad\,aflu}$ é a carga mássica afluyente ao adensador em kgSST/d;

PL é a produção de lodo em kgSST/d; e

$M_{lodo\,prim.}$ é a carga mássica de lodo removida no decantador primário em kgSST/d.

$M_{ad\,aflu} = 480,94 \text{ kgSST/d}$.

- A carga mássica volátil pode ser obtida através da fórmula 36:

$$C_{ad\,SSV} = P_{SSV} + \text{Rem.}_{SSV} \quad (36)$$

Onde,

$C_{ad\,SSV}$ é a carga mássica volátil afluyente no adensador em kgSSV/d;

P_{SSV} é a produção de lodo em termos de SSV em kgSSV/d; e

Rem._{SSV} é a carga mássica de remoção de SSV no lodo primário em kgSSV/d;

$C_{ad\,SSV} = 355,85 \text{ kg/d}$.

- É possível deduzir a relação de sólidos suspensos voláteis e totais no adensador, de acordo com a fórmula 37:

$$\text{SSV/SST} = \frac{\text{SSV}}{\text{SST}} \quad (37)$$

Onde,

SSV/SST é a relação entre SSV e SST, sendo adimensional;
 SSV é a concentração de sólidos suspensos voláteis em mg/L; e
 SST é a concentração de sólidos suspensos totais em mg/L.

SSV/SST = 0,74.

- Através da fórmula 38 é possível calcular a carga diária de SST que vai para o digestor:

$$\text{Cad}_{\text{SST}} = \text{Mad}_{\text{afllu}} \times \text{CS} \quad (38)$$

Onde

Cad_{SST} é a carga diária de sólidos suspensos capturados no adensador, em kgSST/d;

$\text{Mad}_{\text{afllu}}$ é a carga mássica afluenta ao adensador em kgSST/d; e

CS é a captura de sólidos = 85%

$\text{Cad}_{\text{SST}} = 408,80 \text{ kgSST/d.}$

- Através da fórmula 39 é possível calcular a carga diária de SSV que vai para o digestor:

$$\text{Cade}_{\text{SSV}} = \text{Cad}_{\text{SST}} \times \text{SSV/SST} \quad (39)$$

Onde

Cad_{SST} é a carga diária de sólidos suspensos capturados no adensador, em kgSST/d;

Cade_{SSV} é a carga diária de sólidos suspensos voláteis que vai para o digestor, em kgSSV/d; e

SSV/SST é a relação entre SSV e SST, sendo adimensional.

$\text{Cade}_{\text{SSV}} = 302,47 \text{ kgSSV/d.}$

- O cálculo da vazão de lodo adensado pode ser realizado através da fórmula 40:

$$Q_{\text{lodo adens.}} = \frac{\text{Cad}_{\text{SST}}}{(10 \times \text{TS})} \quad (40)$$

Onde,

Cad_{SST} é a carga diária de sólidos suspensos capturados no adensador, em kgSST/d;

$Q_{\text{lodo adens.}}$ é a vazão de lodo adensado efluente, em m³/d; e

TS é o teor de sólidos no lodo adensado = 4%.

$Q_{\text{lodo adens.}} = 10,22 \text{ m}^3/\text{d.}$

- Volume de concreto:
- Considerando-se uma taxa de aplicação de sólidos de 45 kgSST/m².d, é possível dimensionar o adensador por gravidade através das seguintes considerações:
 - A área pode ser calculada através da fórmula 41:

$$A = \frac{M_{\text{lodo prim. + PL}}}{T \times S} \quad (41)$$

Onde,

A é a área da base do adensador, em m²;

PL é a produção de lodo em kgSST/d;

T_{xS} é a taxa de aplicação de sólidos = 45 kgSST/m².d

$M_{\text{lodo prim.}}$ é a carga mássica de lodo removida no decantador primário em kgSST/d.

A = 10,7 m².

- Considerando apenas 1 adensador, obtém-se o raio deste a partir da fórmula 9 encontrando-se um **r = 1,84 m**;
- Para a altura (h) se escolheu o valor de 3,50 m;
- A Espessura (l) = 0,3 m;
- Através dos valores de r, h e l, é possível calcular o volume de concreto necessário para esta unidade:
 - Para a base, através da fórmula 10, encontrando-se um **V_{Base} = 3,2 m³**.
 - Para as laterais, através da fórmula 11, encontrando-se um **V_{Laterais} = 12,17 m³**.
 - O volume total através da fórmula 12, encontrando-se um **V_{Total} = 15,37 m³**.
- Segundo Jordão e Pessôa (2011), se recomenda que a taxa de aplicação hidráulica efetiva para adensadores de lodo misto se encontre entre 6 e 12m³/m².d. Esta premissa pode ser verificada através da fórmula 42:

$$T_{xH} = \frac{Q_{ad\text{aflu}}}{A} \quad (42)$$

Onde,

T_{xH} é a taxa de aplicação hidráulica efetiva, em m³/m².d;

$Q_{ad\text{aflu}}$ é a vazão afluyente ao adensador em m³/d; e

A é a área da base do adensador, em m².

$T_{xH} = 6,1 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ (satisfazendo a recomendação).

- Outra recomendação é que o tempo de detenção do lodo seja mantido entre 0,5 e 2,0 dias. Isto pode ser averiguado com o auxílio da fórmula 43:

$$TDL = \frac{A \times h}{Q_{ad\text{aflu}}} \quad (43)$$

Onde,

TDL é o tempo de detenção do lodo, em d;

h é a altura = 3,50 m;

$Q_{ad\text{aflu}}$ é a vazão afluyente ao adensador em m³/d; e

A é a área da base do adensador, em m².

TDL = 0,57d (respeitando o recomendado).

Digestor Anaeróbio

- Taxa de aplicação de SSV: 0,5 a 1,2 kg SSV/m³.d (ABNT,2011). Valor adotado: 0,85 kg SSV/m³.d (valor médio).

- Tempo mínimo de digestão recomendado (digestor convencional homogeneizado): 30 dias (JORDÃO & PESSÔA, 2011).
- Vazão afluyente ao digestor = vazão efluente do adensador ($Q_{\text{lodo adens.}}$) = 10,22 m³/d.
- A faixa usual de teor de sólidos (TS) no lodo digerido é da ordem de 2,5 a 7,0% (*id.*). Valor adotado: 2,52%.
- Redução esperada de SV no lodo digerido: entre 40 e 60% (*ibid.*). Valor adotado: 50%.
- A carga mássica de SST afluyente ao digestor = carga diária de sólidos suspensos capturados no adensador (C_{adSST}) = **408,80 kgSST/d.**
- A carga mássica de SSV afluyente ao digestor = a carga diária de sólidos suspensos voláteis que vai para o digestor (C_{adefSSV}) = **302,47 kgSSV/d.**
- Altura (h) adotada = 10m.
- Espessura (l) = 0,3m.
- O teor de metano no biogás produzido pode variar de 65 a 70% (*ibid.*). Valor escolhido: 70%.
- O volume útil do digestor pode ser calculado através da fórmula 44:

$$V_d = \frac{C_{\text{adefSSV}}}{T_{\text{xSV}}} \quad (44)$$

Onde,

V_d é o volume útil total do digestor, em m³;

T_{xSV} é a taxa de aplicação de sólidos voláteis = 0,85 kgSSV/m³.d; e

C_{adefSSV} é a carga diária de sólidos suspensos voláteis que vai para o digestor, em kgSSV/d.

$V_d = 355,8 \text{ m}^3$.

- O tempo de detenção do lodo no digestor pode ser calculado a partir da fórmula 45:

$$\text{TDL} = \frac{V}{Q} \quad (45)$$

Onde,

TDL é o tempo de detenção do lodo na unidade, em d. Neste caso, do digestor;

V é o volume útil total da unidade, em m³. Neste caso, do digestor; e

Q é a vazão de lodo afluyente à unidade, em m³/d. Neste caso, $Q = Q_{\text{lodo adens.}}$.

TDL = 34,8 d (um pouco acima do recomendado).

- A carga mássica de SSV no lodo digerido pode ser obtida através da fórmula 46:

$$C_{\text{digSSV}} = C_{\text{adefSSV}} (1 - \% \text{ red. SSV}) \quad (46)$$

Onde,

C_{digSSV} é a carga mássica de SSV no lodo digerido, em kgSSV/d;

C_{defSSV} é a carga diária de sólidos suspensos voláteis que vai para o digestor, em kgSSV/d; e

% red. SSV é a percentagem de redução de SSV esperada na digestão = 50%.

$C_{digSSV} = 151,24 \text{ kg SSV/d}$.

- A carga mássica de SSF no lodo digerido pode ser obtida através da fórmula 47:

$$C_{digSSF} = C_{adSST} - C_{defSSV} \quad (47)$$

Onde,

C_{adSST} é a carga diária de sólidos suspensos capturados no adensador, em kgSST/d;

C_{digSSF} é a carga mássica de SSF no lodo digerido, em kgSSF/d; e

C_{defSSV} é a carga diária de sólidos suspensos voláteis que vai para o digestor, em kgSSV/d;

$C_{digSSF} = 106,33 \text{ kg SSF/d}$.

- A carga mássica de SST no lodo digerido pode ser obtida através da fórmula 48:

$$C_{digSST} = C_{digSSF} + C_{digSSV} \quad (48)$$

Onde,

C_{digSST} é a carga mássica de SST no lodo digerido, em kgSST/d;

C_{digSSF} é a carga mássica de SSF no lodo digerido, em kgSSF/d; e

C_{digSSV} é a carga mássica de SSV no lodo digerido, em kgSSV/d.

$C_{digSST} = 257,56 \text{ kg SST/d}$.

- É possível dimensionar o digestor anaeróbio, através das seguintes considerações:
 - A área pode ser calculada através da fórmula 49:

$$A = \frac{V}{h} \quad (49)$$

Onde,

A é a área da base, em m^2 ;

V é o volume da unidade, em m^3 ; e

h é a altura da unidade, em m (neste caso, 10m).

$A = 35,58 \text{ m}^2$.

- Aplicando a fórmula 9, é possível descobrir o raio do digestor: **$r = 3,37 \text{ m}$.**
- Através dos valores de r, h e l, é possível calcular o volume de concreto necessário para esta unidade:
 - Para a base, através da fórmula 10, encontrando-se um **$V_{Base} = 10,68 \text{ m}^3$.**
 - O volume de concreto necessário para o topo (V_{Topo}) = V_{Base} , logo **$V_{Topo} = 10,68 \text{ m}^3$.**
 - Para as laterais, através da fórmula 11, encontrando-se um **$V_{Laterais} = 63,44 \text{ m}^3$.**
 - O volume total através da fórmula 50:

$$V_{\text{Total}} = V_{\text{Base}} + V_{\text{Laterais}} + V_{\text{Topo}} \quad (50)$$

Onde,

V_{Total} é o volume total de concreto necessário para a unidade, em m^3 ;

V_{Base} é o volume de concreto necessário para a base da unidade, em m^3 ;

V_{Laterais} é o volume de concreto necessário para as laterais da unidade, em m^3 ; e

V_{Topo} é o volume de concreto necessário para o Topo da unidade, em m^3 ;

$V_{\text{Total}} = 84,79 \text{ m}^3$.

- Produção de gás: de acordo com Jordão e Pessoa (2011), a produção de biogás pode variar entre 0,8 e 1,1 m^3/kg de SV (sólidos voláteis) destruídos. Através desses dados, do teor de metano no biogás (neste estudo adotado como 70%) e das fórmulas 51 e 52, é possível mensurar as produções mínima e máxima de metano.

➤ Produção mínima ($Q_{\text{metMín}}$):

$$Q_{\text{met}} = \text{Cadef}_{\text{SSV}} \times \% \text{red. SV} \times V_{\text{Biogás}} \times \% \text{met} \quad (51)$$

Onde,

Q_{met} é a vazão de metano produzido, em m^3/d ;

$\text{Cadef}_{\text{SSV}}$ é a carga diária de sólidos suspensos voláteis que vai para o digestor, em kgSSV/d ;

$\% \text{red. SV}$ é a redução esperada de SV no lodo digerido = 50%;

$V_{\text{Biogás}}$ é o volume de biogás produzido, em m^3/kg de SV (sólidos voláteis) destruídos.

Neste caso = 0,8 m^3/kg de SV destruídos; e

$\% \text{met}$ é a porcentagem de metano no biogás = 70%.

$Q_{\text{metMín}} = 84,69 \text{ m}^3/\text{d}$.

➤ Obtém-se a produção máxima ($Q_{\text{metMáx}}$) de metano, ao se aplicar a fórmula 51, adequando-a corretamente à nova informação: $V_{\text{Biogás}} = 1,1 \text{ m}^3/\text{kg}$ de SV destruídos.

$Q_{\text{metMáx}} = 116,45 \text{ m}^3/\text{d}$.

Tanque Pulmão

- Considerando que a centrífuga possa falhar em algum momento, necessitando de reparos e paralisando momentaneamente o processo (tempo máximo de paralização estipulado: sete dias), dimensionou-se um tanque pulmão para comportar o lodo digerido até a regularização do processo.
- Tempo de detenção do lodo no tanque pulmão (TDL_{TP}) = 7 dias.
- É possível dimensionar o volume do tanque através da fórmula 45, adequando-a corretamente à nova informação: $\text{TDL} = \text{TDL}_{\text{TP}} = 7$ dias; e $Q = Q_{\text{lodo adens.}} = 10,22 \text{ m}^3/\text{d}$, obtendo-se um volume do tanque pulmão (V_{TP}) de **71,54 m^3** .
- Para a altura (h), se escolheu o valor de 5,0 m;
- A Espessura (l) = 0,3 m;

- A área da base (A) do tanque pulmão pode ser calculada através da fórmula 49, obtendo-se um valor de: **A = 14,31 m²**.
- Aplicando a fórmula 9, é possível descobrir o raio do tanque pulmão: **r = 2,13m**.
- Através dos valores de r, h e l, é possível calcular o volume de concreto necessário para esta unidade:
 - Para a base, através da fórmula 10, encontrando-se um **V_{Base} = 4,29 m³**.
 - Para as laterais, através da fórmula 11, encontrando-se um **V_{Laterais} = 20,11 m³**.
 - O volume total através da fórmula 12, encontrando-se um **V_{Total} = 24,41 m³**.

Centrífuga

- O teor de sólidos (TS) na torta de lodo (digerido anaerobicamente) seco pode variar entre 18 e 30% (ABNT, 2011). Valor de TS escolhido: 24 %.
- Captura de sólidos na torta = 95 % (ABNT, 2011).
- Densidade do lodo seco (ρ_s) = 1060g/L (estimado).
- Capacidade de desidratação da centrífuga (Cap_{des}) = 10 m³/h (modelo de referência da centrífuga: Type HS-366L da IHI Corporation).
- Desempenho oficial da centrífuga de referência: 8~12 m³/h (IHI, 2013).
- Potência da centrífuga (P_c) = 30 kW (*id.*).
- Carga mássica de SST afluente à centrífuga ($C_{centSST}$) = $C_{digSST} = 257,56$ kg SST/d.
- TS afluente = TS no lodo digerido = 2,52 %.
- Vazão afluente = $Q_{lodo\ adens.} = 10,22$ m³/d.
- A carga mássica de sólidos totais na torta (C_{mST}) pode ser obtido através da fórmula 52:

$$C_{mST} = C_{centSST} \times \% Cap_{sol} \quad (52)$$

Onde,

C_{mST} é a carga mássica de sólidos totais na torta, em kgST/d;

$C_{centSST}$ é a carga mássica de SST afluente à centrífuga, em kgSST/d; e

$\% Cap_{sol}$ é a porcentagem de captura de sólidos escolhida = 95%.

$C_{mST} = 244,68$ kgST/d.

- A vazão de lodo desaguado gerado (Q_f) pode ser calculado com o auxílio da fórmula 53:

$$Q = \frac{ST}{(10 \times TS)} \quad (53)$$

Onde,

Q é a vazão efluente, em m³/d. Neste caso, do lodo desaguado (Q_f);

ST é a carga mássica, em kgST/d. Neste caso, a carga mássica dos sólidos totais na torta;

e

TS é o teor de sólidos. Neste caso, na torta de lodo seco = 24%.

Qf = 1,0 m³/d.

- A carga mássica de lodo gerado (Cm_{Lodo}) pode ser obtida através da fórmula 54:

$$Cm_{Lodo} = Qf \times \frac{\rho}{1000} \quad (54)$$

Onde,

Cm_{Lodo} é a carga mássica de lodo gerado, em t/d;

Qf é a vazão de lodo desaguado, em m³/d; e

ρ_s é a densidade do lodo em g/L. Nesse caso, 1060 g/L.

Cm_{Lodo} = 1,08 t/d.

- Com o intuito de calcular o período de operação (T_{op}) da centrífuga, utilizou-se a fórmula 55:

$$T_{op} = \frac{Q}{Cap_{des}} \quad (55)$$

Onde,

T_{op} é o período diário de operação da centrífuga, em h/d;

Q é a vazão afluyente à centrífuga, em m³/d. Neste caso, Q_{lodo adens.} = 10,22 m³/d; e Cap_{des} é a capacidade de desidratação da centrífuga, em m³/h.

T_{op} = 1,02 h/d.

Transporte

- Capacidade de transporte do veículo: 10 t. O transporte do lodo foi realizado através de frete de caminhão europeu de 7,5 – 16 t (SPIELMANN *et alii*, 2007), detalhado no APÊNDICE A, pois se enquadra em um caminhão poliguindaste, capaz de transportar 10 toneladas.
- Distância percorrida arbitrada: 72 km. Este valor foi escolhido por ser a distância entre a Estação de Tratamento de Esgotos de Alegria (ETE-Alegria), RJ, e o Centro de Tratamento de Resíduos (CTR) de Seropédica –RJ, para onde o lodo gerado na estação é destinado.
- Carga mássica diária de lodo gerado = Cm_{Lodo} = 1,08 t/d.
- A análise do impacto ambiental potencial medido pelo programa SimaPro leva em consideração o desempenho bruto da tonelada por quilômetro, tendo como referência a unidade tkm. Esta é uma unidade de medida de transporte de cargas, que representa o transporte de 1 tonelada de mercadorias por um determinado modo de transporte (rodoviário, ferroviário etc.) a uma distância de um quilômetro (EUROSTAT, 2013). Considerando que o caminhão será utilizado apenas quando sua caçamba estiver cheia de lodo, é possível obter o resultado de tkm por viagem, através da fórmula 56:

$$Db_{tkm} = Cap_T \times \Delta s \quad (56)$$

Onde,

Db_{tkm} é o desempenho bruto da tonelada por quilômetro, em tkm;

Cap_T é a capacidade de transporte do veículo, em t; e

Δs é a distância percorrida, em km. Neste caso, 72 km.

$Db_{tkm} = 720,0 \text{ tkm}$.

Desempenho CASP em 25 anos

- O número de dias em 25 anos (N_{25}) pode ser obtido através da fórmula 57:

$$N_{25} = 25 \times 365 \quad (57)$$

Onde,

N_{25} é o número de dias contidos em 25 anos, em d.

$N_{25} = 9125 \text{ d}$.

- O volume de esgoto tratado (Ve_{Tot}) pode ser observado com o auxílio da fórmula 58:

$$Ve_{Tot} = Q \times N_{25} \quad (58)$$

Onde,

Ve_{Tot} é o volume de esgoto tratado em 25 anos, em m^3 ;

Q é a vazão afluyente em m^3/d ; e

N_{25} é o número de dias contidos em 25 anos, em d.

$Ve_{Tot} = 27375000m^3$.

- A massa total de concreto utilizado para este processo ($M_{conc_{Tot}}$) pode ser calculada através da fórmula 59:

$$M_{conc_{Tot}} = (\sum_{Vol U.} + 115) \times \frac{\rho_{conc}}{10^3} \quad (59)$$

Onde,

$M_{conc_{Tot}}$ é a massa total de concreto utilizado para a construção das unidades do processo de tratamento, em t;

$\sum_{Vol U.}$ é o somatório dos volumes de concreto utilizados em cada unidade, em m^3 . Neste caso: decantador primário, tanque de aeração, decantador secundário, adensador por gravidade, digestor anaeróbio e tanque pulmão;

115 é o volume, em m^3 , de concreto e concreto armado para a construção do pré-tratamento, utilizado por Navarro (2006); e

ρ_{conc} é a densidade do concreto. Neste estudo, $2380 \text{ kg}/m^3$.

$M_{conc_{Tot}} = 1114,4 \text{ t}$.

- A DBO₅ total efluente neste processo (DBO_{5Tot}) pode ser calculada através da fórmula 60:

$$DBO_{5Tot} = \frac{DBO_{\text{eflu}} \times Q}{10^6} \times N_{25} \quad (60)$$

Onde,

DBO_{5Tot} é a DBO gerada em 25 anos de funcionamento do processo, em tO₂;

DBO eflu é a DBO do efluente secundário em mgO₂/L;

Q é a vazão afluyente em m³/d; e

N₂₅ é o número de dias contidos em 25 anos, em d.

DBO_{5Tot} = 684,4 t.

- O Nitrogênio total efluente neste processo (N_{Tot}) pode ser calculado através da fórmula 61:

$$N_{Tot} = \frac{C_m N_{\text{eflu}}}{10^3} \times N_{25} \quad (61)$$

Onde,

N_{Tot} é massa de Nitrogênio gerada em 25 anos de funcionamento do processo, em t;

C_mN_{eflu} é a carga mássica de Nitrogênio no efluente em kg N/d; e

N₂₅ é o número de dias contidos em 25 anos, em d.

N_{Tot} = 1423,5 t.

- O Fósforo total efluente neste processo (P_{Tot}) pode ser calculado através da fórmula 62:

$$P_{Tot} = \frac{C_m P_{\text{eflu}}}{10^3} \times N_{25} \quad (62)$$

Onde,

P_{Tot} é massa de Fósforo gerada em 25 anos de funcionamento do processo, em t;

C_mP_{eflu} é a carga mássica de Fósforo no efluente em kg P/d; e

N₂₅ é o número de dias contidos em 25 anos, em d.

P_{Tot} = 273,8 t.

- Para calcular a potência consumida no processo (Pot_{con.}), utiliza-se a fórmula 63:

$$Pot_{con.} = (P_a \times 24h \times N_{25}) + (P_c \times T_{op} \times N_{25}) \quad (63)$$

Onde,

Pot_{con.} É a potência consumida pelo processo, em kWh;

P_a é a potência dos aeradores em kW;

N₂₅ é o número de dias contidos em 25 anos;

P_c é a potência da centrífuga = 30kW; e

T_{op} é o período de operação da centrífuga, em h.

Pot_{con.} = 5000702,9 kWh.

- Para calcular a geração média de metano (Met_{Tot}), aplicou-se a fórmula 64:

$$Met_{Tot} = \frac{(Q_{met_{Mín}} + Q_{met_{Máx}})}{2} \times N_{25} \quad (64)$$

Onde,

Met_{Tot} é a produção de metano no período, em m³;

$Q_{met_{Mín}}$ é a vazão mínima de metano produzido, em m³/d;

$Q_{met_{Máx}}$ é a vazão máxima de metano produzido, em m³/d; e

N_{25} é o número de dias contidos em 25 anos, em d.

Met_{Tot} = 917715,9 m³.

- Tendo como foco a utilização do metano gerado no processo como fonte de energia elétrica para a ETE (sustentabilidade do processo), é possível calcular a potência gerada pela conversão do metano produzido (Pot_{Ger}), segundo as seguintes considerações e a fórmula 65:
 - O poder calorífico do metano igual a 35800kJ/m³ (JORDÃO & PESSÔA, 2011);
 - 3600 kJ é equivalente a 1kWh (*id.*);
 - O rendimento para a produção de eletricidade é extremamente baixo, em geral da ordem de apenas 25 a 35% (*ibid.*). Valor adotado: 30%;
 - Fórmula 65:

$$Pot_{Ger} = \frac{Met_{Tot} \times 35800}{3600} \times 30\% \quad (65)$$

Onde,

Pot_{Ger} é a potência gerada pela conversão do metano produzido, em kWh;

Met_{Tot} é a produção de metano no período, em m³; e

30% é o valor do rendimento para a produção de eletricidade escolhido.

Pot_{Ger} = 2737852,3 kWh.

- Para calcular a massa de lodo gerado ($Lodo_{Tot}$), aplica-se a fórmula 66:

$$Lodo_{Tot} = Cm_{Lodo} \times N_{25} \quad (66)$$

Onde,

$Lodo_{Tot}$ é a massa de lodo gerado durante o período, em t;

Cm_{Lodo} é a carga mássica de lodo gerado, em t/d; e

N_{25} é o número de dias contidos em 25 anos, em d.

Lodo_{Tot} = 9861,2 t.

- Com o intuito de saber o número de viagens realizadas pelo caminhão durante o período (n_v), utilizou-se a fórmula 67:

$$n_v = \frac{Lodo_{Tot}}{Cap_T} \quad (67)$$

Onde,

n_v é o número de viagens realizadas no período;

$Lodo_{Tot}$ é a massa de lodo gerado durante o período, em t; e

Cap_T é a capacidade de transporte do veículo, em t.

$n_v = 986,1$.

- Buscando calcular o desempenho bruto total da tonelada por quilômetro (Tkm_{Tot}), aplicou-se a fórmula 68:

$$Tkm_{Tot} = Db_{tkm} \times n_v \quad (68)$$

Onde,

Tkm_{Tot} é o desempenho bruto total da tonelada por quilômetro no período, em tkm;

Db_{tkm} é o desempenho bruto da tonelada por quilômetro, em tkm; e

n_v é o número de viagens realizadas no período.

$Tkm_{Tot} = 710009,8$ tkm.

- Para analisar os valores de cada parâmetro adequados para a unidade funcional utilizou-se a fórmula 69:

$$Par_{UF} = \frac{Par_{Tot} \times UF}{Ve_{Tot}} \quad (69)$$

Onde,

Par_{UF} é o valor do parâmetro analisado em função da unidade funcional;

UF é a unidade funcional, neste caso 1000 m³ de esgoto tratado; e

Ve_{Tot} é o volume de esgoto tratado em 25 anos, em m³.

APÊNDICE C – Cálculos de dimensionamento do Processo UASB

De acordo com as premissas adotadas para a vazão afluyente e concentrações afluyentes de DBO, DQO, nitrogênio e fósforo, foram realizados os cálculos de dimensionamento apresentados abaixo, assim como a mensuração de: volume de concreto a ser utilizado na construção de cada unidade operacional; volume de efluente tratado; cargas mássicas de DBO, nitrogênio e fósforo; potência consumida no processo; geração de metano; potência gerada; lodo gerado; e desempenho bruto total da tonelada por quilômetro no transporte.

Reator UASB

- Tempo de detenção hidráulico (TDH) típico: entre 6 e 10h (JORDÃO & PESSÔA, 2011). TDH estipulado: 8h
- Segundo Chernicharo (2007), no tratamento de esgotos domésticos em reatores que desenvolvem predominantemente lodo flocculento, os reatores apresentam alturas úteis entre 4,0 e 5,0 m. Altura (h) do reator escolhida: 4,5 m.
- A carga biótica (CB) refere-se à quantidade de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator, por unidade de biomassa presente no reator (*id.*). CB usual: 0,1 a 0,4 kgDQO/kgSTV.d. CB escolhida: 0,1 kgDQO/kgSTV.d.
- A carga mássica de DQO afluyente diária pode ser calculada através da fórmula 70:

$$CmDQO_{Aflu} = Q \times \frac{DQO_{aflu}}{1000} \quad (70)$$

Onde,

$CmDQO_{Aflu}$ é a carga mássica de DQO afluyente diária, em kgDQO/d;

Q é a vazão afluyente, em m³/d; e

DQO_{aflu} é a concentração de DQO afluyente, em mgO₂/L.

$CmDQO_{Aflu} = 1680,0$ kgDQO/d.

- O volume total teórico dos reatores UASB pode ser obtido através da fórmula 71:

$$V_{tUASB} = Q \times \frac{TDHt}{24} \quad (71)$$

Onde,

V_{tUASB} é o volume teórico total dos reatores UASB, em m³;

Q é a vazão afluyente, em m³/d; e

$TDHt$ é o tempo de detenção hidráulico teórico, em d.

$V_{tUASB} = 1000,0$ m³.

- Segundo Chernicharo (2007), no caso de pequenos sistemas para o tratamento de esgotos domésticos, tem sido usual a utilização de módulos com volumes da ordem de 400 a 500 m³. O volume de cada reator pode ser calculado com a fórmula 72:

$$V_{\text{Unit}} = \frac{V_{t\text{UASB}}}{N_r} \quad (72)$$

Onde,

V_{Unit} é o volume unitário de cada reator UASB, em m^3 ;

$V_{t\text{UASB}}$ é o volume teórico total dos reatores UASB, em m^3 ; e

N_r é o número de reatores UASB, nesse caso 2.

$V_{\text{Unit}} = 500,0 \text{ m}^3$.

- Estudos experimentais demonstram que a carga hidráulica volumétrica teórica (CHVt) não deve exceder $5 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$. É possível verificar esta sugestão através da fórmula 73:

$$\text{CHVt} = \frac{Q}{V_{t\text{UASB}}} \quad (73)$$

Onde,

CHVt é a carga hidráulica volumétrica teórica, em $\text{m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$;

Q é a vazão afluyente, em m^3/d ; e

$V_{t\text{UASB}}$ é o volume teórico total dos reatores UASB, em m^3 .

CHVt = $3,0 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ (respeitando o sugerido).

- A área unitária teórica ($A_{t\text{Unit}}$) de cada reator pode ser calculada com a fórmula 49, adequando-se os devidos valores de volume e altura. **$A_{t\text{Unit}} = 111,1 \text{ m}^2$.**
- Comprimento escolhido (L): 15,0 m
- Largura escolhida (w'): 7,5m
- Com as medidas arbitradas de L e w' , é possível conferir a área real através da fórmula 74:

$$A_{\text{Unit}} = L \times w' \quad (74)$$

Onde,

A_{Unit} é a área real de cada módulo;

L é o comprimento, em m; e

w' é a largura, em m.

$A_{\text{Unit}} = 111,8 \text{ m}^2$.

- A área real total dos reatores $A_{r\text{Total}}$ pode ser conferida com o auxílio da fórmula 75:

$$A_{r\text{Total}} = A_{\text{Unit}} \times N_r \quad (75)$$

Onde,

$A_{r\text{Total}}$ é a área real total, em m^2 ;

A_{Unit} é a área real de cada módulo, em m;

N_r é o número de reatores UASB, nesse caso 2.

$A_{r\text{Total}} = 223,5 \text{ m}^2$.

- O volume total real dos reatores UASB (V_{UASB}) pode ser obtido aplicando-se a fórmula 49, com as devidas substituições. Encontra-se, assim, um valor de $V_{UASB} = 1005,8 \text{ m}^3$.
- Para a verificação do TDH real (TDH), aplica-se a fórmula 71, com as devidas substituições. Encontra-se, assim, um valor de **TDH = 8,0 h (valor mantido)**.
- Para a verificação da carga hidráulica volumétrica real (CHV), aplica-se a fórmula 73, com as devidas substituições. Encontra-se, assim, um valor de **CHV = 3,0 m³/m³.d (valor mantido)**.
- Em relação à carga orgânica volumétrica (C_v), Chernicharo (2007) comenta que valores acima de 3,5 kg DQO/m³.d resultaria em velocidade ascensional excessiva. A C_v do reator em estudo pode ser verificada de acordo com a fórmula 76:

$$C_v = \left(\frac{Q \times \text{DQO aflu}}{V_{UASB} \times 1000} \right) \quad (76)$$

Onde,

C_v é a carga orgânica volumétrica, em kg DQO/m³.d;

Q é a vazão afluente, em m³/d;

DQO_{aflu} é a concentração de DQO afluente, em mgO₂/L; e

V_{UASB} é o volume total real dos reatores UASB, em m³.

$C_v = 1,67 \text{ kg DQO/m}^3.\text{d}$.

- A velocidade ascensional deve se encontrar entre 0,5 e 0,7 m/h (*id.*). Através da fórmula 77, é possível verificar esta adequação:

$$v = \left(\frac{Q}{A_{r\text{Total}} \times 24} \right) \quad (77)$$

Onde,

v é a velocidade ascensional, em m/h;

Q é a vazão afluente, em m³/d; e

$A_{r\text{Total}}$ é a área real total, em m².

$v = 0,56 \text{ m/h (adequado)}$.

- Para uma correta mensuração do sistema de decantação, foram adotadas as seguintes considerações e fórmulas:
 - Comprimento escolhido (L): 15,0 m;
 - A Largura deve ser da ordem de 2,5 a 3,5 m (JORDÃO & PESSÔA, 2011);
 - Largura do coletor de gás adjacente adotada (l_c): 0,35m (sugerido por Chernicharo, 2007);
 - Número escolhido de compartimentos de decantação para cada reator (n_{con}): 5. Logo, o número total de compartimentos de decantação (N_{dec}) será igual a 10, pois são dois reatores ($N_r = 2$);
 - Largura adotada para cada coletor de gás, junto à interface líquido-gás (L_i): 0,25m (sugerido por Chernicharo, 2007);

- A largura externa de cada coletor de gás (L_g) pode ser calculada através da fórmula 78:

$$L_g = L_i + (2 \times e) \quad (78)$$

Onde,

L_i é a largura adotada para cada coletor de gás, junto à interface líquido-gás, em m;

L_g é a largura externa de cada coletor de gás, em m; e

e é a espessura da parede do coletor, em m. Neste caso = 0,05m.

$L_g = 0,26\text{m}$.

- A largura útil de cada compartimento de decantação (L_{dec}) pode ser calculada através da fórmula 79:

$$L_{dec} = \frac{L - (5 \times L_g)}{n_{con}} \quad (79)$$

Onde,

L_{dec} é a largura útil de cada compartimento de decantação, em m;

L é o comprimento escolhido = 15m;

L_g é a largura externa de cada coletor de gás, em m; e

n_{con} é o número escolhido de compartimentos de decantação para cada reator = 5.

$L_{dec} = 2,74\text{ m}$.

- Comprimento considerado de cada decantador (C_{dec}) ao longo da largura do reator: 7,5 m
- A área total dos decantadores (At_{dec}) pode ser calculado com o auxílio da fórmula 80:

$$At_{dec} = C_{dec} \times L_{dec} \times Nr \times n_{con} \quad (80)$$

Onde,

At_{dec} é a área total dos decantadores, em m²;

C_{dec} é o comprimento de cada decantador ao longo da largura do reator, em m;

L_{dec} é a largura útil de cada compartimento de decantação, em m;

Nr é o número de reatores UASB, nesse caso 2; e

n_{con} é o número escolhido de compartimentos de decantação para cada reator = 5.

$At_{dec} = 205,5\text{ m}^2$.

- De acordo com Chernicharo (2007), a taxa de aplicação superficial no compartimento de decantação (q_{S-dec}) deve ser $\leq 0,8\text{m/h}$. É possível verificar a taxa de aplicação superficial através da fórmula 81:

$$q_{S-dec} = \frac{Q}{24h \times At_{dec}} \quad (81)$$

Onde,

$q_{s\text{-dec}}$ é a taxa de aplicação superficial no compartimento de decantação, em m/h;

Q é a vazão afluente, em m³/d;

$A_{t\text{dec}}$ é a área total dos decantadores, em m².

$q_{s\text{-dec}} = 0,61 \text{ m/h}$ (dentro do preconizado).

- Altura da aba inclinada do compartimento de decantação (h_1) = 1,6 m (adotado);
- A largura da aba inclinada do compartimento de decantação (L_{aba}) pode ser obtida através da fórmula 82:

$$L_{\text{aba}} = \frac{L_{\text{dec}}}{2} - l_c \quad (82)$$

Onde,

L_{aba} é a largura da aba inclinada do compartimento de decantação, em m;

L_{dec} é a largura útil de cada compartimento de decantação, em m; e

l_c é a largura do coletor de gás adjacente adotada, em m.

$L_{\text{aba}} = 1,02 \text{ m}$.

- A altura da aba vertical do compartimento de decantação (h_2) = 0,40 m (adotado);
- A área triangular compreendida entre as paredes inclinadas do decantador (A_{dec1}) pode ser calculada através da fórmula 83:

$$A_{\text{dec1}} = \frac{h_1 \times L_{\text{aba}}}{2} \quad (83)$$

Onde,

A_{dec1} é a área triangular compreendida entre as paredes inclinadas do decantador, em m²;

h_1 é a altura da aba inclinada do compartimento de decantação, em m; e

L_{aba} é a largura da aba inclinada do compartimento de decantação, em m.

$A_{\text{dec1}} = 0,82 \text{ m}^2$.

- A área retangular compreendida entre as áreas triangulares (A_{dec2}) pode ser calculada através da fórmula 84:

$$A_{\text{dec2}} = h_1 \times 2 \times l_c \quad (84)$$

Onde,

A_{dec2} é a área retangular compreendida entre as áreas triangulares, em m²;

h_1 é a altura da aba inclinada do compartimento de decantação, em m; e

l_c é a largura do coletor de gás adjacente adotada, em m.

$A_{\text{dec2}} = 1,12 \text{ m}^2$.

- A área retangular compreendida entre as paredes verticais do decantador (A_{dec3}) pode ser calculada através da fórmula 84:

$$A_{\text{dec3}} = h_2 \times L_{\text{dec}} \quad (84)$$

Onde,

A_{dec3} é a área retangular compreendida entre as paredes verticais do decantador, em m^2 ;

h_2 é a altura da aba vertical do compartimento de decantação, em m; e

L_{dec} é a largura útil de cada compartimento de decantação, em m.

$A_{dec3} = 1,1 m^2$.

- Área total ao longo da profundidade do decantador (A_{dec}) pode ser calculada através da fórmula 85:

$$A_{dec} = (A_{dec1} \times 2) + A_{dec2} + A_{dec3} \quad (85)$$

Onde,

A_{dec} é a área total ao longo da profundidade do decantador, em m^2 ;

A_{dec1} é a área triangular compreendida entre as paredes inclinadas do decantador, em m^2 ;

A_{dec2} é a área retangular compreendida entre as áreas triangulares, em m^2 ; e

A_{dec3} é a área retangular compreendida entre as paredes verticais do decantador, em m^2 .

$A_{dec} = 3,85 m^2$.

- O volume total dos decantadores (V_{dec}) pode ser obtido através da fórmula 86:

$$V_{dec} = N_{dec} \times C_{dec} \times A_{dec} \quad (86)$$

Onde,

V_{dec} é o volume total dos decantadores, em m^3 ;

N_{dec} é o número total de compartimentos de decantação = 10;

A_{dec} é a área total ao longo da profundidade do decantador, em m^2 ; e

C_{dec} é o comprimento de cada decantador ao longo da largura do reator, em m.

$V_{dec} = 286,68 m^3$.

- A inclinação da aba do compartimento de decantação em relação à horizontal (α) pode ser calculada a partir da fórmula 87:

$$\alpha = \text{tg} \frac{h_1}{L_{aba}} \quad (87)$$

Onde,

α é inclinação da aba do compartimento de decantação em relação à horizontal, em graus;

h_1 é a altura da aba inclinada do compartimento de decantação, em m; e

L_{aba} é a largura da aba inclinada do compartimento de decantação, em m.

$\alpha = 57,5^\circ$ (acima de 50° , conforme sugerido por Chernicharo, 2007).

- De acordo com Chernicharo (2007), o tempo de detenção hidráulica (TDH) no compartimento de decantação deve ser maior ou igual a 1,5 h. É possível verificar o TDH nos decantadores (t_{dec}) a partir da fórmula 88:

$$t_{dec} = \frac{V_{dec}}{Q} \quad (88)$$

Onde,

t_{dec} é o TDH nos decantadores, em h;

V_{dec} é o volume total dos decantadores, em m^3 ; e

Q é a vazão afluente, em m^3/h .

$t_{dec} = 2,3$ h (conforme o sugerido).

- Para o correto dimensionamento dos coletores de gases, foram adotadas as seguintes considerações e fórmulas:
 - Número de coletores de gases ($N_{gás}$) = número total de compartimentos de decantação (N_{dec}) = 10;
 - O comprimento de cada coletor (C_g) pode ser calculados com a fórmula 89:

$$C_g = w' - [(L_{aba} + lc) \times 2] \quad (89)$$

Onde,

C_g é o comprimento de cada coletor, em m;

w' é a largura, em m;

L_{aba} é a largura da aba inclinada do compartimento de decantação, em m; e

lc é a largura do coletor de gás adjacente adotada, em m.

$C_g = 4,76$ m.

- A área total de coletores de gases, junto à interface líquido-gás (A_i) pode ser calculada através da fórmula 90:

$$A_i = N_{gás} \times C_g \times L_i \quad (90)$$

Onde,

A_i é a área total de coletores de gases, junto à interface líquido-gás, em m^2 ;

$N_{gás}$ é o número de coletores de gases = 10;

C_g é o comprimento de cada coletor, em m; e

L_i é a largura adotada para cada coletor de gás, junto à interface líquido-gás, em m.

$A_i = 11,9$ m^2 .

- Eficiência de remoção de DQO (E_{DQO}): 40 a 80% (Chernicharo, 2007). Valor adotado: 40%.
- Eficiência de remoção de DBO (E_{DBO}): 40 a 90% (*id.*). Valor adotado: 70%.
- DQO afluente = 560 mg/L
- DBO afluente = 225 mg/L

- A estimativa das concentrações de DQO no efluente do reator (DQO_{eflu}), ou DBO no efluente do reator (DBO_{eflu}) podem ser feitas, através da fórmula 91:

$$S = S_o - (\% \text{ de Remoção escolhida} \times S_o) \quad (91)$$

Onde,

S é a concentração de DQO ou DBO efluente (mg/L); e

S_o é a concentração de DQO ou DBO afluente (mg/L).

$DQO_{\text{eflu}} = 336 \text{ mg/L}$.

$DBO_{\text{eflu}} = 68 \text{ mg/L}$.

- De acordo com Chernicharo (2007), o valor do coeficiente de produção de sólidos no sistema, em termos de DQO (Y_{obs}) pode variar entre 0,11 a 0,23 $\text{kgDQO}_{\text{lodo}}/\text{kgDQO}_{\text{aplicada}}$, onde $\text{kgDQO}_{\text{lodo}}$ é a massa de lodo gerado anaerobicamente, em kg, enquanto $\text{kgDQO}_{\text{aplicada}}$ é a massa de DQO aplicada ao reator, também em kg. Valor escolhido: 0,21 $\text{kgDQO}_{\text{lodo}}/\text{kgDQO}_{\text{aplicada}}$.
- A carga de DQO convertida em metano (DQO_{CH_4}) pode ser estimada, de acordo com a fórmula 92:

$$DQO_{\text{CH}_4} = Q \times \left(\frac{S_o - S}{1000} \right) - Y_{\text{obs}} \times Q \times \frac{S_o}{1000} \quad (92)$$

Onde,

DQO_{CH_4} é a carga de DQO convertida em metano por dia, em $\text{kgDQO}_{\text{CH}_4}/\text{d}$;

Q é a vazão afluente, em m^3/d ;

S_o é a concentração de DQO afluente (mg/L);

S é a concentração de DQO efluente (mg/L); e

Y_{obs} é o coeficiente de produção de sólidos = 0,21 $\text{kgDQO}_{\text{lodo}}/\text{kgDQO}_{\text{aplicada}}$.

$DQO_{\text{CH}_4} = 319,2 \text{ kgDQO}_{\text{CH}_4}/\text{d}$.

- A produção de gás metano no reator UASB (Q_{CH_4}) pode ser estimada, de acordo com as fórmulas 93, 94 e algumas considerações:
 - Temperatura escolhida de funcionamento do reator: 25°C;
 - Fator de correção para a temperatura operacional do reator, $f(T)$:

$$f(T) = \frac{P \times K_{DQO}}{R \times (273 + T)} \quad (93)$$

Onde,

$f(T)$ é o fator de correção para a temperatura operacional do reator, em kgDQO/m^3 ;

P é a pressão atmosférica. Neste caso, 1 atm;

K_{DQO} é a DQO correspondente a 1 mol de CH_4 (64gDQO/mol);

R é a constante dos gases = 0,08206 atm.L/mol.K; e

T é a temperatura operacional do reator, em °C.

$f(T) = 2,62 \text{ kgDQO/m}^3$.

➤ Produção de gás metano (Q_{CH_4}):

$$Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{f(T)} \quad (94)$$

Onde,

Q_{CH_4} é a produção volumétrica de metano, em m^3/d ;

DQO_{CH_4} é a carga de DQO convertida em metano por dia, em $\text{kgDQO}_{CH_4}/\text{d}$; e

$f(T)$ é o fator de correção para a temperatura operacional do reator, em kgDQO/m^3 .

$Q_{CH_4} = 122,0 \text{ m}^3/\text{d}$.

- Adotando-se que o percentual de metano no biogás é igual a 70%, é possível estimar a produção total de biogás (fórmula 95):

$$Q_{\text{biogás}} = \frac{Q_{CH_4}}{C_{CH_4}} \quad (95)$$

Onde,

$Q_{\text{biogás}}$ é a produção volumétrica de biogás, em m^3/d ;

Q_{CH_4} é a produção volumétrica de metano, em m^3/d ; e

C_{CH_4} é a concentração de metano no biogás. Neste caso, 70%.

$Q_{\text{biogás}} = 174,23 \text{ m}^3$.

- Verificação da taxa de liberação de biogás nos coletores (fórmula 96):

$$K_g = \frac{Q_{\text{biogás}}}{A_i} \quad (96)$$

Onde,

K_g é a taxa de liberação de biogás, em $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{h}$;

$Q_{\text{biogás}}$ é a produção volumétrica de biogás, em m^3/d ; e

A_i é a área total de coletores de gases, junto à interface líquido-gás, em m^2 .

$K_g = 0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$.

Obs: valor abaixo do recomendado de $1,0 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$, devido ao baixo valor de E_{DQO} adotado (40%). Contudo, este valor foi adotado para melhor representar a prática.

Ademais, Chernicharo (2007) menciona que é bastante difícil o atendimento à taxa mínima de liberação de biogás na prática.

- A verificação do dimensionamento das aberturas para o decantador, adotando-se 5 separadores trifásicos (S_{tri}) em cada reator, pode ser feita através das seguintes considerações e fórmulas:

➤ Número de aberturas simples, ao longo do comprimento do reator (N_{ab-s-c}):

$$N_{ab-s-c} = N_r \times S_{tri} \times 2 \quad (97)$$

Onde,

N_{ab-s-c} é o número de aberturas simples, ao longo do comprimento do reator;

N_r é o número de reatores UASB, nesse caso 2;

S_{tri} é o número de separadores trifásicos, neste caso 5;

2 é o número de aberturas por separador.

$N_{ab-s-c} = 20$.

- Número de aberturas simples, ao longo da largura do reator (N_{ab-s-l}):

$$N_{ab-s-l} = N_r \times 1 \times 2 \quad (98)$$

Onde,

N_{ab-s-l} é o número de aberturas simples, ao longo da largura do reator;

N_r é o número de reatores UASB, nesse caso 2;

1 é o número de aberturas por separador; e

2 é o número de separadores por reator.

$N_{ab-s-l} = 4$.

- Número de aberturas duplas, ao longo da largura do reator (N_{ab-d-l}):

$$N_{ab-d-l} = N_r \times N_{ad} \quad (99)$$

Onde,

N_{ab-d-l} é o número de aberturas duplas, ao longo da largura do reator;

N_r é o número de reatores UASB, nesse caso 2;

N_{ad} é o número de aberturas duplas por reator, neste caso 4.

$N_{ab-d-l} = 8$.

- Número equivalente de aberturas simples, ao longo da largura do reator:
 $Neq_{ab-s-l} = 4 + 8 \times 2 = 20$.
- Largura de cada abertura simples = $lc = 0,35m$ (adotado).
- Comprimento de cada abertura simples, ao longo da largura do reator (C_{ab-s-l}):

$$C_{ab-s-l} = w' - (lc \times 2) \quad (100)$$

Onde,

C_{ab-s-l} é o comprimento de cada abertura simples, ao longo da largura do reator, em m;

w' é a largura, em m; e

lc é a largura do coletor de gás adjacente adotada, em m.

$C_{ab-s-l} = 6,8 m$.

- Comprimento equivalente de aberturas simples, ao longo da largura do reator (Ceq_{ab-s-l}):

$$C_{eq_{ab-s-l}} = C_{ab-s-l} \times N_{eq_{ab-s-l}} \quad (101)$$

Onde,

$C_{eq_{ab-s-l}}$ é o comprimento equivalente de aberturas simples, ao longo da largura do reator, em m;

C_{ab-s-l} é o comprimento de cada abertura simples, ao longo da largura do reator, em m; e

$N_{eq_{ab-s-l}}$ é o número equivalente de aberturas simples, ao longo da largura do reator.

$C_{eq_{ab-s-l}} = 136,0$ m.

- Comprimento equivalente de aberturas simples, ao longo do comprimento do reator ($C_{eq_{ab-s-c}}$):

$$C_{eq_{ab-s-c}} = N_r \times L \times 2 \quad (102)$$

Onde,

$C_{eq_{ab-s-c}}$ é o comprimento equivalente de aberturas simples, ao longo do comprimento do reator, em m;

N_r é o número de reatores UASB, nesse caso 2.

L é o comprimento escolhido = 15,0 m; e

2 é o número de aberturas por reator.

$C_{eq_{ab-s-c}} = 60,0$ m.

- A área total das aberturas (A_{ab}) pode ser calculada com o auxílio da fórmula 102:

$$A_{ab} = (C_{eq_{ab-s-l}} + C_{eq_{ab-s-c}}) \times l_c \quad (103)$$

Onde,

A_{ab} é a área total das aberturas, em m²;

$C_{eq_{ab-s-l}}$ é o comprimento equivalente de aberturas simples, ao longo da largura do reator, em m;

$C_{eq_{ab-s-c}}$ é o comprimento equivalente de aberturas simples, ao longo do comprimento do reator, em m; e

l_c é a largura de cada abertura simples = 0,35m (adotado).

$A_{ab} = 68,6$ m².

- Segundo Chernicharo (2007), a velocidade através das aberturas de passagem para o decantador, durante vazão média afluyente, deve ser menor ou igual a 2,5 m/h. Através da fórmula 104 é possível verificar a velocidade através das aberturas (v_{ab}):

$$v_{ab} = \frac{Q}{24h \times A_{ab}} \quad (104)$$

Onde,

v_{ab} é a velocidade através das aberturas, em m/h;

Q é a vazão afluyente, em m³/d; e

A_{ab} é a área total das aberturas, em m.

$v_{ab} = 1,82 \text{ m/h}$ (de acordo com o preconizado).

- Os valores de coeficiente de sólidos no sistema (Y) para o tratamento de esgotos domésticos são da ordem de 0,1 a 0,2 kgSST/kgDQO_{aplicada} (*id.*). Valor adotado: 0,18 kgSST/kgDQO_{aplicada}.
- A produção esperada de lodo pode ser estimada através da fórmula 105:

$$P_{\text{lodo}} = Y \times C_{\text{mDQO}} \times A_{\text{flu}} \quad (105)$$

Onde,

P_{lodo} é a produção de sólidos no sistema, em kgSST/d;

Y é o coeficiente de sólidos no sistema, em kgSST/kgDQO_{aplicada}; e

$C_{\text{mDQO}} \times A_{\text{flu}}$ é a carga mássica de DQO afluyente diária, em kgDQO/d.

$P_{\text{lodo}} = 302,40 \text{ kgSST/d}$.

- A massa específica do lodo anaeróbico (Y_a) é usualmente da ordem de 1020 a 1040 kg/m³ (*ibid.*). Valor adotado: 1020 kg/m³.
- A produção volumétrica de lodo (V_{lodo}) pode ser realizada a partir da fórmula 106:

$$V_{\text{lodo}} = \frac{P_{\text{lodo}}}{Y \times C_{\text{lodo}}} \quad (106)$$

Onde,

V_{lodo} é a produção volumétrica de lodo, em m³/d;

P_{lodo} é a produção de sólidos no sistema, em kgSST/d;

Y_a é a massa específica do lodo anaeróbico, em kg/m³; e

C_{lodo} é a concentração do lodo (%).

$V_{\text{lodo}} = 7,41 \text{ m}^3/\text{d}$.

- É possível calcular o volume de concreto necessário para esta unidade a partir das seguintes considerações e fórmulas:
 - O volume dos comprimentos das paredes do reator pode ser calculado através da fórmula 107:

$$V_L = n_L \times L \times h \times l \quad (107)$$

Onde,

V_L é o volume dos comprimentos, em m³;

n_L é o número de paredes longitudinais do reator. Neste caso 3, pois são dois reatores separados por uma parede intermediária;

L é o comprimento escolhido, em m. Neste caso, 15m;

h é a altura da unidade, em m. Neste caso, 4,5m; e

l é a espessura da parede da unidade, em m. Neste caso, 0,3m.

$V_L = 60,8 \text{ m}^3$.

- O volume das larguras (paredes laterais) do reator pode ser calculado através da fórmula 108:

$$V_{w'} = n_{w'} \times w' \times h \times l \quad (108)$$

Onde,

$V_{w'}$ é o volume das larguras, em m^3 ;

$n_{w'}$ é o número de paredes laterais do reator. Neste caso 4, pois são dois reatores, sendo duas paredes laterais para cada um;

w' é a largura, em m. Neste caso, 7,5m;

h é a altura da unidade, em m. Neste caso, 4,5m; e

l é a espessura da parede da unidade, em m. Neste caso, 0,3m.

$V_{w'} = 40,2 m^3$.

- O volume da base do reator pode ser calculado através da fórmula 109:

$$V_{Base} = Nr \times w' \times L \times l \quad (109)$$

Onde,

V_{Base} é o volume da base, em m^3 ;

Nr é o número de reatores UASB, nesse caso 2;

w' é a largura, em m;

L é o comprimento escolhido, em m; e

l é a espessura da parede da unidade, em m.

$V_{Base} = 67,1 m^3$.

- O volume do topo (V_{topo}) = $V_{Base} = 67,1 m^3$.

- O volume do separador trifásico (V_{Sep}) pode ser obtido através das fórmulas:

- A área superficial total dos separadores trifásicos (fórmula 110):

$$A_{Sep} = [(L_{aba} \times h1 \times 2) + (L_i \times h1) + (L_g \times h2) + (C_g \times h2) + (C_g \times h1)] \times 20 + (L_g \times C_g) \times 10 \quad (110)$$

Onde,

A_{sep} é a área superficial total dos separadores trifásicos, em m^2 ;

L_{aba} é a largura da aba inclinada do compartimento de decantação, em m;

$h1$ é a altura da aba inclinada do compartimento de decantação, em m;

L_i é a largura adotada para cada coletor de gás, junto à interface líquido-gás, em m;

L_g é a largura externa de cada coletor de gás, em m;

$h2$ é a altura da aba vertical do compartimento de decantação, em m;

C_g é o comprimento de cada coletor, em m.

$A_{sep} = 276,01 m^2$.

- Considerando a espessura da parede do separador trifásico (l_{sp}), como sendo 0,1m, é possível calcular o volume de concreto para esta estrutura através da fórmula 111:

$$V_{\text{Sep}} = A_{\text{sep}} \times l_{\text{sp}} \quad (111)$$

Onde,

V_{sep} é o volume de concreto necessário para o separador trifásico, em m^3 ;

A_{sep} é a área superficial total dos separadores trifásicos, em m^2 ; e

l_{sp} é a espessura da parede do separador trifásico, em m. Neste caso, 0,1m.

$V_{\text{sep}} = 27,6 \text{ m}^3$.

➤ O volume total do reator pode ser calculado a partir da fórmula 112:

$$V_{\text{Total}} = V_L + V_{w'} + V_{\text{Base}} + V_{\text{Topo}} + V_{\text{Sep}} \quad (112)$$

Onde,

V_{Total} é o volume total da unidade, em m^3 ;

V_L é o volume dos comprimentos, em m^3 ;

$V_{w'}$ é o volume das larguras, em m^3 ;

V_{Base} é o volume da base, em m^3 ;

V_{Topo} é o volume do topo, em m^3 ; e

V_{sep} é o volume de concreto necessário para o separador trifásico, em m^3 .

$V_{\text{Total}} = 262,7 \text{ m}^3$.

Tanque Pulmão

- Considerando que a centrífuga possa falhar em algum momento, necessitando de reparos e paralisando momentaneamente o processo (tempo máximo de paralização estipulado: sete dias), dimensionou-se um tanque pulmão para comportar o lodo digerido até a regularização do processo.
- Tempo de detenção do lodo no tanque pulmão ($\text{TDL}_{\text{TP}} = 7$ dias).
- É possível dimensionar o volume do tanque através da fórmula 45, adequando-a corretamente à nova informação: $\text{TDL} = \text{TDL}_{\text{TP}} = 7$ dias; e $Q = V_{\text{lodo}} = 7,41 \text{ m}^3/\text{d}$, obtendo-se um volume do tanque pulmão (V_{TP}) de **51,88 m^3** .
- Para a altura (h), se escolheu o valor de 5,0 m;
- A Espessura (l) = 0,3 m;
- A área (A) do tanque pulmão pode ser calculada através da fórmula 49, obtendo-se um valor de: **A = 10,38 m^2** .
- Aplicando a fórmula 9, é possível descobrir o raio do tanque pulmão: **r = 1,82m**.
- Através dos valores de r, h e l, é possível calcular o volume de concreto necessário para esta unidade:

- Para a base, através da fórmula 10, encontrando-se um $V_{\text{Base}} = 3,11 \text{ m}^3$.
- Para as laterais, através da fórmula 11, encontrando-se um $V_{\text{Laterais}} = 17,13 \text{ m}^3$.
- O volume total através da fórmula 12, encontrando-se um $V_{\text{Total}} = 20,24 \text{ m}^3$.

Centrífuga

- O teor de sólidos (TS) na torta de lodo (digerido anaerobicamente) seco pode variar entre 18 e 30% (ABNT, 2011). Valor de TS escolhido: 24 %.
- Captura de sólidos na torta = 95 % (ABNT, 2011).
- Densidade do lodo seco (ρ_s) = 1060g/L (estimado).
- Capacidade de desidratação da centrífuga (Cap_{des}) = 10 m³/h (modelo de referência da centrífuga: Type HS-366L da IHI Corporation).
- Desempenho oficial da centrífuga de referência: 8≈12 m³/h (IHI, 2013).
- Potência da centrífuga (P_c) = 30 kW (*id.*).
- Carga mássica de SST afluente à centrífuga = $C_{\text{centSST}} = 302,40 \text{ kg SST/d}$.
- TS afluente = TS no lodo do UASB = 4,0 %.
- Vazão afluente = $V_{\text{lodo}} = 7,41 \text{ m}^3/\text{d}$.
- A carga mássica de sólidos totais na torta (C_{mST}) pode ser obtido através da fórmula 52, encontrando-se um valor de **$C_{\text{mST}} = 287,3 \text{ kgST/d}$** .
- O volume de lodo desaguado gerado (Q_f) pode ser calculado com o auxílio da fórmula 53, encontrando-se um valor de **$Q_f = 1,2 \text{ m}^3/\text{d}$** .
- A carga mássica de lodo gerado (C_{mLodo}) pode ser obtida através da fórmula 54, encontrando-se um valor de **$C_{\text{mLodo}} = 1,27 \text{ t/d}$** .
- Com o intuito de calcular o período de operação (T_{op}) da centrífuga, utilizou-se a fórmula 55, encontrando-se um valor de **$T_{\text{op}} = 0,74 \text{ h/d}$** .

Transporte

- Capacidade de transporte do veículo: 10 t. O transporte do lodo foi realizado através de frete de caminhão europeu de 7,5 – 16 t (SPIELMANN *et alii*, 2007), detalhado no APÊNDICE A, pois se enquadra em um caminhão poliguindaste, capaz de transportar 10 toneladas.
- Distância percorrida arbitrada: 72 km. Este valor foi escolhido por ser a distância entre a Estação de Tratamento de Esgotos de Alegria (ETE-Alegria), RJ, e o Centro de Tratamento de Resíduos (CTR) de Seropédica –RJ, para onde o lodo gerado na estação é destinado.
- Carga mássica diária de lodo gerado = $C_{\text{mLodo}} = 1,27 \text{ t/d}$.
- A análise do impacto ambiental potencial medido pelo programa SimaPro leva em consideração o desempenho bruto da tonelada por quilômetro (Db_{tkm}), tendo como referência a unidade tkm. Esta é uma unidade de medida de transporte de cargas, que representa o transporte de 1 tonelada de mercadorias por um determinado modo de

transporte (rodoviário, ferroviário etc.) a uma distância de um quilômetro (EUROSTAT, 2013). Considerando que o caminhão será utilizado apenas quando sua caçamba estiver cheia de lodo, é possível obter o resultado de tkm por viagem, através da fórmula 56, encontrando-se um valor de $\mathbf{Db_{tkm} = 720,0 \text{ tkm}}$.

Desempenho UASB em 25 anos

- O número de dias em 25 anos (N_{25}) pode ser obtido através da fórmula 57, obtendo-se um valor de $\mathbf{N_{25} = 9125 \text{ d}}$.
- O volume de esgoto tratado (Ve_{Tot}) pode ser observado com o auxílio da fórmula 58, obtendo-se um valor de $\mathbf{Ve_{Tot} = 27375000m^3}$.
- A massa total de concreto utilizado para este processo ($Mconc_{Tot}$) pode ser calculada através da fórmula 59. Neste caso, as unidades consideradas na fórmula são: o reator UASB e o tanque pulmão, e 115 é o volume, em m^3 , de concreto e concreto armado para a construção do pré-tratamento, utilizado por Navarro (2006). Com isso, obteve-se um valor de $\mathbf{Mconc_{Tot} = 947,1 \text{ t}}$.
- A DBO_5 total efluente neste processo (DBO_{5Tot}) pode ser calculada através da fórmula 60, obtendo-se um valor de $\mathbf{DBO_{5Tot} = 1847,8 \text{ t}}$.
- O Nitrogênio total efluente neste processo (N_{Tot}) pode ser calculado através da fórmula 61, obtendo-se um valor de $\mathbf{N_{Tot} = 1423,5 \text{ t}}$.
- O Fósforo total efluente no processo (P_{Tot}) pode ser calculado com a fórmula 62, obtendo-se um valor de $\mathbf{P_{Tot} = 273,8 \text{ t}}$.
- Para calcular a potência consumida no processo ($Pot_{con.}$), utiliza-se a fórmula 63, obtendo-se um valor de $\mathbf{Pot_{con.} = 202897,1 \text{ kWh}}$.
- Para calcular a geração de metano (Met_{Tot}), aplicou-se a fórmula 113:

$$Met_{Tot} = Q_{CH_4} \times N_{25} \quad (113)$$

Onde,

Met_{Tot} é a produção de metano no período, em m^3 ;

Q_{CH_4} é a produção volumétrica de metano, em m^3/d ; e

N_{25} é o número de dias contidos em 25 anos, em d.

$\mathbf{Met_{Tot} = 1112919,0 \text{ m}^3}$.

- Tendo como foco a utilização do metano gerado no processo como fonte de energia elétrica para a ETE (sustentabilidade do processo), é possível calcular a potência gerada pela conversão do metano produzido ($Pot_{Ger.}$), segundo as seguintes considerações e a fórmula 65:
 - O poder calorífico do metano igual a $35800kJ/m^3$ (JORDÃO & PESSÔA, 2011);
 - $3600kJ$ é equivalente a $1kWh$ (*id.*); e
 - O rendimento para a produção de eletricidade é extremamente baixo, em geral da ordem de apenas 25 a 35% (*ibid.*). Valor adotado: 30%.

Segundo estas considerações e a fórmula 65, encontra-se um valor de **Pot_{Ger} = 3320208,4 kWh.**

- Para calcular a massa de lodo gerado (Lodo_{Tot}) aplica-se a fórmula 66, encontrando-se um valor de **Lodo_{Tot} = 11578,0 t.**
- Com o intuito de saber o número de viagens realizadas pelo caminhão durante o período (n_v), utilizou-se a fórmula 67, encontrando-se um valor de **$n_v = 1158$.**
- Buscando calcular o desempenho bruto total da tonelada por quilômetro (Tkm_{Tot}), aplicou-se a fórmula 68, encontrando-se um valor de **Tkm_{Tot} = 833614,7 tkm.**

APÊNDICE D – Cálculos de dimensionamento do Processo UASB seguido de Tanque de Aeração

De acordo com as premissas adotadas para a vazão afluyente e concentrações afluyentes de DBO, DQO, nitrogênio e fósforo, foram realizados os cálculos de dimensionamento apresentados abaixo, assim como a mensuração de: volume de concreto a ser utilizado na construção de cada unidade operacional; volume de efluente tratado; cargas mássicas de DBO, nitrogênio e fósforo; potência consumida no processo; geração de metano; potência gerada; lodo gerado; e desempenho bruto total da tonelada por quilômetro no transporte.

Reator UASB

- O dimensionamento desta unidade foi idêntico à dimensionada no APÊNDICE C.

Tanque de Aeração

- Vazão afluyente = $3000 \text{ m}^3/\text{d} = 34,7 \text{ L/s}$
- DBO afluyente = $67,5 \text{ mgO}_2/\text{L}$
- DBO efluente = $25 \text{ mgO}_2/\text{L}$
- SST afluyente = $61,9 \text{ mg/L}$
- $Y_{\text{obs}} = 0,55 \text{ kgSSV/kgDBO removida}$
- Fração da respiração endógena (k_d) = $0,07/\text{d}$
- Densidade do lodo secundário (ρ_2) = 1000 g/L
- Massa específica do lodo secundário (γ_2) = 1 g/cm^3
- Nitrogênio total afluyente = 52 mg/L
- Fósforo total afluyente = 10 mg/L
- Segundo Jordão & Pessôa (2011), a norma brasileira recomenda algumas faixas de trabalho para:
 - A relação alimento/microrganismo (A/M): na faixa de 0,2 a 0,7 kgDBO/kgSSV.d para sistemas convencionais. Valor adotado de A/M: $0,4 \text{ kgDBO/kgSSV.d}$;
 - A concentração de SSTA: na faixa de 1500 a 4500mg/L. Valor adotado de SSTA: 3500 mg/L ;
- Segundo Von Sperling (2005b) é possível considerar que a concentração de SSVTA é em torno de 70% do valor de SSTA. Valor adotado de SSVTA: 2500 mg/L (71,43% do SSTA);
- O volume do tanque de aeração ($V_{\text{T.A.}}$) pode ser deduzido a partir da fórmula 13, encontrando-se um valor de $V_{\text{T.A.}} = 202,5 \text{ m}^3$.
- Através da fórmula 14, é possível averiguar o tempo de detenção hidráulica (TDH) no tanque de aeração para o processo escolhido, encontrando-se um valor de **TDH = 1,6 h.**

- A relação SSV/SST pode ser estimada através da fórmula 15, encontrando-se um valor de **SSV/SST = 0,71**.
- De acordo com Jordão & Pessôa (2011), a concentração de SST no retorno de lodo (SSTRL) costuma variar entre 7500 e 15000mg/L. Valor adotado de SSTRL: 7500 mg/L;
- O valor de SSV no retorno de lodo (SSVRL) pode ser encontrando através da fórmula 16, encontrando-se um valor de **SSVRL = 5357,1 mg/L**.
- A relação de recirculação (R_r) pode ser deduzida através da fórmula 17, encontrando-se um valor de **$R_r = 0,9$** .
- A produção diária de lodo secundário (PL) pode ser avaliada com o auxílio da fórmula 18, encontrando-se um valor de **PL = 34,7 kg SST/d**.
- A vazão de descarte de lodo (W) do sistema pode ser mensurada através da fórmula 19, encontrando-se um valor de **W = 4,6 m³/d**.
- A idade de lodo (θ_c) pode ser avaliada com o auxílio da fórmula 20, encontrando-se um valor de **$\theta_c = 20,43$ d**.
- A produção de SSV no lodo em excesso (P_{ssv}) pode ser estimada segundo a fórmula 21, encontrando-se um valor de **$P_{ssv} = 24,8$ kg SSV/d**.
- Considerando uma altura (h) de 3,5 m para o tanque de aeração, é possível dimensionar:
 - A área da base (A) através da fórmula 22, encontrando-se um valor de **A = 57,86 m²**.
 - A largura (w') com o auxílio da fórmula 23, encontrando-se um valor de **w' = 3,11 m**.
 - O Comprimento (L) através da fórmula 24, encontrando-se um valor de **L = 18,63 m**.
- Espessura (l) = 0,3 m
- Através dos valores de h, A e l, é possível calcular o volume de concreto necessário para esta unidade:
 - Para a base, através da fórmula 10, sendo **$V_{Base} = 17,36$ m³**.
 - Para as laterais, através da fórmula 25, sendo **$V_{Laterais} = 45,65$ m³**.
 - Total de concreto, através da fórmula 12, sendo o **$V_{Total} = 63,00$ m³**.
- A remoção de Fósforo foi calculada através da fórmula 26, apresentando um valor de carga mássica de Fósforo no efluente ($C_m P_{efflu}$) igual a **$C_m P_{efflu} = 30,0$ kg P/d**.
- A remoção de Nitrogênio foi calculada através da fórmula 27, obtendo-se um valor de carga mássica de Nitrogênio no efluente ($C_m N_{efflu}$) igual a **$C_m N_{efflu} = 156,0$ kg N/d**.
- Oxigenação: de acordo com Jordão & Pessôa (2011), a fração da matéria removida que é usada para energia (a') e a quantidade de oxigênio utilizado por dia (em kg) por kg de lodo no TA, para a fase de respiração endógena (b') já são conhecidos para esgotos domésticos (a' em torno de 0,52, e b' de 0,12 d⁻¹). Através desses dados é possível calcular a massa de oxigênio necessária para a aeração:
 - Primeiramente, calculando a massa de oxigênio teórico ($M_{T O_2}$) necessária, através da fórmula 28, **$M_{T O_2} = 127,05$ kgO₂/d**.

- Em seguida, calculando a massa de Oxigênio necessário real (MO_2), através da fórmula 29, pois a Norma sugere que a massa de O_2 seja, pelo menos, igual a 1,5 vezes a carga de DBO aplicada (JORDÃO & PESSÔA, 2011), obtendo-se um valor de $MO_2 = 303,75 \text{ kgO}_2/\text{d}$.
- Sabendo-se que:
 - N é a massa real de oxigênio transferido na unidade de tempo em kgO_2/h ;
 - N_o é a capacidade de oxigenação teórica para aeradores mecânicos em kgO_2/h ;
 - Adotando-se aeradores de baixa rotação a N_o é de $2,1 \text{ kgO}_2/\text{kWh}$, segundo um fornecedor confiável (JORDÃO & PESSÔA, 2011);
 - A relação N_o/N é igual à relação $MO_2/M_T O_2$;
 e adotando-se uma relação $N/N_o = 0,65$ (para uma temperatura da água de 25°C), é possível calcular a potência total (P_a) através das fórmulas 30 e 31, obtendo-se valores de $N = 1,37 \text{ kgO}_2/\text{kWh}$ e $P_a = 9,2 \text{ kW}$.
- Segundo Jordão e Pessôa (2011), a Norma Brasileira estabelece dois aeradores para vazões médias entre 20L/s e 50L/s ($34,7 \text{ L/s}$ neste estudo). Recomenda ainda que a densidade de potência (P/V) seja superior a $10\text{W}/\text{m}^3$. Isto pode ser verificado de acordo com a fórmula 32, obtendo-se um valor de $P/V = 45,6 \text{ W}/\text{m}^3$, respeitando assim a premissa solicitada.

Decantador Secundário

- Vazão afluyente = $3000 \text{ m}^3/\text{d} = 34,7 \text{ L/s}$
- Como a idade do lodo é superior a 18 dias, a Norma Brasileira recomenda uma taxa de aplicação superficial de $16 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ (JORDÃO & PESSÔA, 2011). Com este valor é possível dimensionar o decantador secundário através das seguintes considerações:

Aplicação da fórmula 8 para a obtenção da área total de decantação em m^2 , considerando a taxa de aplicação superficial escolhida para o decantador = $16\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, onde:

 - A área total de decantação (A_{TD}) = **$187,5 \text{ m}^2$** .
 - Considerando-se apenas 1 decantador secundário, obtém-se o raio (r) deste a partir da fórmula 9, encontrando-se um **$r = 7,73 \text{ m}$** ;
 - Para a altura (h) se escolheu o valor de $3,50 \text{ m}$;
 - A Espessura (l) = $0,3 \text{ m}$;
- Através dos valores de r , h e l , é possível calcular o volume de concreto necessário para esta unidade:
 - Para a base, através da fórmula 10, encontrando-se um **$V_{\text{Base}} = 56,25 \text{ m}^3$** .
 - Para as laterais, através da fórmula 11, encontrando-se um **$V_{\text{Laterais}} = 50,97 \text{ m}^3$** .
 - O volume total através da fórmula 12, encontrando-se um **$V_{\text{Total}} = 107,22 \text{ m}^3$** .
- Outra premissa que deve ser respeitada é a taxa de aplicação de sólidos (Tx_S). Quando a idade do lodo é superior a 18 dias, a taxa de aplicação de sólidos deve ser igual ou inferior a $120 \text{ kg}/\text{m}^2.\text{d}$ (JORDÃO & PESSÔA, 2011). Para simples conferência da adequação da unidade, foi verificada a Tx_S no decantador, com o auxílio da fórmula 33, obtendo-se um valor de **$Tx_S = 56,0 \text{ kg}/\text{m}^2.\text{d}$** (valor dentro do sugerido).

Tanque Pulmão

- Considerando que a centrífuga possa falhar em algum momento, necessitando de reparos e paralisando momentaneamente o processo (tempo máximo de paralização estipulado: sete dias), dimensionou-se um tanque pulmão para comportar o lodo digerido até a regularização do processo.
- Tempo de detenção do lodo no tanque pulmão (TDL_{TP}) = 7 dias.
- É possível dimensionar o volume do tanque através da fórmula 45, adequando-a corretamente à nova informação: $TDL = TDL_{TP} = 7$ dias; e $Q = V_{\text{lodo}} = 7,41 \text{ m}^3/\text{d}$, obtendo-se um volume do tanque pulmão (V_{TP}) de **51,88 m³**.
- Para a altura (h), se escolheu o valor de 5,0 m;
- A Espessura (l) = 0,3 m;
- A área (A) do tanque pulmão pode ser calculada através da fórmula 49, obtendo-se um valor de: **A = 10,38 m²**.
- Aplicando a fórmula 9, é possível descobrir o raio do tanque pulmão: **r = 1,82m**.
- Através dos valores de r, h e l, é possível calcular o volume de concreto necessário para esta unidade:
 - Para a base, através da fórmula 10, encontrando-se um **V_{Base} = 3,11 m³**.
 - Para as laterais, através da fórmula 11, encontrando-se um **V_{Laterais} = 17,13 m³**.
 - O volume total através da fórmula 12, encontrando-se um **V_{Total} = 20,24 m³**.

Centrífuga

- O teor de sólidos (TS) na torta de lodo (digerido anaerobicamente) seco pode variar entre 18 e 30% (ABNT, 2011). Valor de TS escolhido: 24 %.
- Captura de sólidos na torta = 95 % (ABNT, 2011).
- Densidade do lodo seco (ρ_s) = 1060g/L (estimado).
- Capacidade de desidratação da centrífuga (Cap_{des}) = 10 m³/h (modelo de referência da centrífuga: Type HS-366L da IHI Corporation).
- Desempenho oficial da centrífuga de referência: 8~12 m³/h (IHI, 2013).
- Potência da centrífuga (P_c) = 30 kW (*id.*).
- Carga mássica de SST afluente à centrífuga = $C_{centSST} = 302,40 \text{ kg SST/d}$.
- TS afluente = TS no lodo do UASB = 4,0 %.
- Vazão afluente = $V_{\text{lodo}} = 7,41 \text{ m}^3/\text{d}$.
- A carga mássica de sólidos totais na torta (C_{mST}) pode ser obtido através da fórmula 52, encontrando-se um valor de **C_{mST} = 287,3 kgST/d**.
- O volume de lodo desaguado gerado (Q_f) pode ser calculado com o auxílio da fórmula 53, encontrando-se um valor de **Q_f = 1,2 m³/d**.
- A carga mássica de lodo gerado (C_{mLodo}) pode ser obtida através da fórmula 54, encontrando-se um valor de **C_{mLodo} = 1,27 t/d**.

- Com o intuito de calcular o período de operação (T_{op}) da centrífuga, utilizou-se a fórmula 55, encontrando-se um valor de **$T_{op} = 0,74 \text{ h/d}$** .

Transporte

- Capacidade de transporte do veículo: 10 t. O transporte do lodo foi realizado através de frete de caminhão europeu de 7,5 – 16 t (SPIELMANN *et alii*, 2007), detalhado no APÊNDICE A, pois se enquadra em um caminhão poliguindaste, capaz de transportar 10 toneladas.
- Distância percorrida arbitrada: 72 km. Este valor foi escolhido por ser a distância entre a Estação de Tratamento de Esgotos de Alegria (ETE-Alegria), RJ, e o Centro de Tratamento de Resíduos (CTR) de Seropédica –RJ, para onde o lodo gerado na estação é destinado.
- Carga mássica diária de lodo gerado = $C_{m_{Lodo}} = 1,27 \text{ t/d}$.
- A análise do impacto ambiental potencial medido pelo programa SimaPro leva em consideração o desempenho bruto da tonelada por quilômetro (Db_{tkm}), tendo como referência a unidade tkm. Esta é uma unidade de medida de transporte de cargas, que representa o transporte de 1 tonelada de mercadorias por um determinado modo de transporte (rodoviário, ferroviário etc.) a uma distância de um quilômetro (EUROSTAT, 2013). Considerando que o caminhão será utilizado apenas quando sua caçamba estiver cheia de lodo, é possível obter o resultado de tkm por viagem, através da fórmula 56, encontrando-se um valor de **$Db_{tkm} = 720,0 \text{ tkm}$** .

Desempenho UASB seguido de Tanque de Aeração em 25 anos

- O número de dias em 25 anos (N_{25}) pode ser obtido através da fórmula 57, obtendo-se um valor de **$N_{25} = 9125 \text{ d}$** .
- O volume de esgoto tratado (Ve_{Tot}) pode ser observado com o auxílio da fórmula 58, obtendo-se um valor de **$Ve_{Tot} = 27375000 \text{ m}^3$** .
- A massa total de concreto utilizado para este processo ($M_{conc_{Tot}}$) pode ser calculada através da fórmula 59. Neste caso, as unidades consideradas na fórmula são: o reator UASB, o tanque de aeração, o decantador secundário e o tanque pulmão, e 115 é o volume, em m^3 , de concreto e concreto armado para a construção do pré-tratamento, utilizado por Navarro (2006). Com isso, obteve-se um valor de **$M_{conc_{Tot}} = 1352,2 \text{ t}$** .
- A DBO₅ total efluente neste processo (DBO_{5Tot}) pode ser calculada através da fórmula 60, obtendo-se um valor de **$DBO_{5Tot} = 684,4 \text{ t}$** .
- O Nitrogênio total efluente neste processo (N_{Tot}) pode ser calculado através da fórmula 61, obtendo-se um valor de **$N_{Tot} = 1423,5 \text{ t}$** .
- O Fósforo total efluente no processo (P_{Tot}) pode ser calculado com a fórmula 62, obtendo-se um valor de **$P_{Tot} = 273,8 \text{ t}$** .

- Para calcular a potência consumida no processo ($Pot_{con.}$), utiliza-se a fórmula 63, obtendo-se um valor de **$Pot_{con.} = 2226144,9 \text{ kWh}$** .
- Para calcular a geração de metano (Met_{Tot}), aplicou-se a fórmula 113, obtendo-se um valor de **$Met_{Tot} = 1112919,0 \text{ m}^3$** .
- Tendo como foco a utilização do metano gerado no processo como fonte de energia elétrica para a ETE (sustentabilidade do processo), é possível calcular a potência gerada pela conversão do metano produzido (Pot_{Ger}), segundo as seguintes considerações e a fórmula 65:
 - O poder calorífico do metano igual a 35800 kJ/m^3 (JORDÃO & PESSÔA, 2011);
 - 3600 kJ é equivalente a 1 kWh (*id.*); e
 - O rendimento para a produção de eletricidade é extremamente baixo, em geral da ordem de apenas 25 a 35% (*ibid.*). Valor adotado: 30%.
 Segundo estas considerações e a fórmula 65, encontra-se um valor de **$Pot_{Ger} = 3320208,4 \text{ kWh}$** .
- Para calcular a massa de lodo gerado ($Lodo_{Tot}$) aplica-se a fórmula 66, encontrando-se um valor de **$Lodo_{Tot} = 11578,0 \text{ t}$** .
- Com o intuito de saber o número de viagens realizadas pelo caminhão durante o período (n_v), utilizou-se a fórmula 67, encontrando-se um valor de **$n_v = 1158$** .
- Buscando calcular o desempenho bruto total da tonelada por quilômetro (Tkm_{Tot}), aplicou-se a fórmula 68, encontrando-se um valor de **$Tkm_{Tot} = 833614,7 \text{ tkm}$** .

APÊNDICE E – Valores da classificação e caracterização dos componentes nos processos utilizando o metano

Categori a interme- diária	Unidade	Concreto			Efluente			Eletricidade Gerada			Transporte do Lodo			Eletricidade Consumida			Destino Final		
		CASP	UASB	UASB- TA	CASP	UASB	UASB- TA	CASP	UASB	UASB- TA	CASP	UASB	UASB- TA	CASP	UASB	UASB- TA	CASP	UASB	UASB- TA
MC	kg CO ₂ eq	4,80E+0 0	4,10E+0 0	5,90E+00	0,00E+0 0	0,00E+0 0	0,00E+00	-	-	-	6,00E+0 0	7,00E+0 0	7,00E+00	3,30E+0 1	1,30E+0 0	1,50E+01	5,50E-01	4,70E-01	6,70E-01
RCO	kg CFC- 11 eq	1,80E- 07	1,50E- 07	2,20E-07	0,00E+0 0	0,00E+0 0	0,00E+00	-8,70E- 07	-1,10E- 06	-1,10E- 06	9,70E- 07	1,10E- 06	1,10E-06	1,60E- 06	6,40E- 08	7,00E-07	1,30E-07	1,10E-07	1,50E-07
TH	kg 1,4-DB eq	2,60E+0 1	2,20E+0 1	3,20E+01	0,00E+0 0	0,00E+0 0	0,00E+00	-	-	-	2,70E+0 1	3,10E+0 1	3,10E+01	7,80E+0 1	3,20E+0 0	3,50E+01	2,30E+0 0	2,00E+0 0	2,80E+00
FOF	kg NMVOC	1,20E- 02	1,00E- 02	1,40E-02	0,00E+0 0	0,00E+0 0	0,00E+00	-2,70E- 02	-3,20E- 02	-3,20E- 02	5,20E- 02	6,10E- 02	6,10E-02	4,90E- 02	2,00E- 03	2,20E-02	6,60E-03	5,60E-03	8,10E-03
FMP	kg PM10 eq	4,50E- 03	3,80E- 03	5,40E-03	0,00E+0 0	0,00E+0 0	0,00E+00	-8,90E- 03	-1,10E- 02	-1,10E- 02	1,30E- 02	1,60E- 02	1,60E-02	1,60E- 02	6,60E- 04	7,20E-03	5,10E-03	4,30E-03	6,20E-03
RI	kg U ²³⁵ eq	6,30E- 01	5,30E- 01	7,60E-01	0,00E+0 0	0,00E+0 0	0,00E+00	-	-	-	6,30E- 01	7,40E- 01	7,40E-01	5,80E+0 0	2,40E- 01	2,60E+00	4,20E-02	3,50E-02	5,10E-02
AT	kg SO ₂ eq	1,20E- 02	9,80E- 03	1,40E-02	0,00E+0 0	0,00E+0 0	0,00E+00	-2,70E- 02	-3,30E- 02	-3,30E- 02	3,80E- 02	4,40E- 02	4,40E-02	5,00E- 02	2,00E- 03	2,20E-02	4,60E-03	3,90E-03	5,60E-03
EAD	kg P eq	5,80E- 04	4,90E- 04	7,00E-04	1,00E+0 1	1,00E+0 1	1,00E+01	-1,30E- 03	-1,50E- 03	-1,50E- 03	5,00E- 04	5,90E- 04	5,90E-04	2,30E- 03	9,50E- 05	1,00E-03	4,10E-05	3,50E-05	5,00E-05
EM	kg N eq	3,90E- 03	3,30E- 03	4,80E-03	5,20E+0 1	5,20E+0 1	5,20E+01	-6,00E- 03	-7,30E- 03	-7,30E- 03	1,70E- 02	2,00E- 02	2,00E-02	1,10E- 02	4,50E- 04	4,90E-03	2,10E-03	1,80E-03	2,60E-03
ETT	kg 1,4-DB eq	1,90E- 03	1,60E- 03	2,30E-03	0,00E+0 0	0,00E+0 0	0,00E+00	-5,50E- 03	-6,60E- 03	-6,60E- 03	1,10E- 02	1,30E- 02	1,30E-02	1,00E- 02	4,10E- 04	4,40E-03	4,40E-04	3,70E-04	5,40E-04
ETD	kg 1,4-DB eq	1,40E- 02	1,20E- 02	1,70E-02	0,00E+0 0	0,00E+0 0	0,00E+00	-2,70E- 02	-3,20E- 02	-3,20E- 02	1,50E- 02	1,70E- 02	1,70E-02	4,90E- 02	2,00E- 03	2,20E-02	1,20E-03	1,10E-03	1,50E-03
ETM	kg 1,4-DB eq	2,10E+0 1	1,80E+0 1	2,50E+01	0,00E+0 0	0,00E+0 0	0,00E+00	-	-	-	1,90E+0 1	2,20E+0 1	2,20E+01	6,80E+0 1	2,70E+0 0	3,00E+01	1,50E+0 0	1,30E+0 0	1,90E+00
OTA	m ² a	2,50E- 01	2,20E- 01	3,10E-01	0,00E+0 0	0,00E+0 0	0,00E+00	-5,70E- 01	-6,90E- 01	-6,90E- 01	2,10E- 02	2,50E- 02	2,50E-02	1,00E+0 0	4,20E- 02	4,60E-01	1,10E-02	9,00E-03	1,30E-02
OSU	m ² a	4,70E- 02	4,00E- 02	5,70E-02	0,00E+0 0	0,00E+0 0	0,00E+00	-2,70E- 02	-3,20E- 02	-3,20E- 02	8,80E- 02	1,00E- 01	1,00E-01	4,90E- 02	2,00E- 03	2,20E-02	4,20E-02	3,60E-02	5,10E-02
TAN	m ²	7,20E- 04	6,20E- 04	8,80E-04	0,00E+0 0	0,00E+0 0	0,00E+00	-2,10E- 02	-2,50E- 02	-2,50E- 02	2,20E- 03	2,60E- 03	2,60E-03	3,80E- 02	1,50E- 03	1,70E-02	-1,50E- 03	-1,30E- 03	-1,80E- 03
DH	m ³	6,70E- 02	5,70E- 02	8,10E-02	0,00E+0 0	0,00E+0 0	0,00E+00	-5,00E- 02	-6,00E- 02	-6,00E- 02	2,20E- 02	2,50E- 02	2,50E-02	9,10E- 02	3,70E- 03	4,00E-02	7,70E-03	6,50E-03	9,30E-03
DRM	kg Fe eq	5,00E- 01	4,30E- 01	6,10E-01	0,00E+0 0	0,00E+0 0	0,00E+00	-2,30E- 01	-2,70E- 01	-2,70E- 01	2,30E- 01	2,80E- 01	2,80E-01	4,10E- 01	1,70E- 02	1,80E-01	2,00E-02	1,70E-02	2,50E-02
DCF	kg óleo eq	5,80E- 01	5,00E- 01	7,10E-01	0,00E+0 0	0,00E+0 0	0,00E+00	-	-	-	2,20E+0 0	2,60E+0 0	2,60E+00	4,90E+0 0	2,00E- 01	2,20E+00	2,90E-01	2,40E-01	3,50E-01

APÊNDICE F – Contribuição percentual de impacto dos componentes, por categoria intermediária no processo

Categoria intermediária	CASP							UASB							UASB-TA						
	Concreto	Efluente	Eletricidade Gerada	Transporte	Eletricidade Consumida	Destino Final	Total (%)	Concreto	Efluente	Eletricidade Gerada	Transporte	Eletricidade Consumida	Destino Final	Total (%)	Concreto	Efluente	Eletricidade Gerada	Transporte	Eletricidade Consumida	Destino Final	Total (%)
MC	18,5	0,0	-68,5	22,8	125,2	2,1	100	-46,5	0	246,1	-79,3	-15,0	-5,3	100 [¥]	92,0	0	-341,4	110,0	228,9	10,5	100
RCO	9,1	0,0	-43,5	48,5	79,5	6,3	100	37,8	0	-256,9	277,2	15,7	26,2	100	19,0	0	-90,5	97,6	60,7	13,2	100
TH	29,0	0,0	-47,4	29,3	86,5	2,6	100	336,1	0	-783,7	470,1	47,9	29,7	100	65,4	0	-106,8	64,0	71,6	5,8	100
FOF	12,9	0,0	-29,0	56,0	52,9	7,2	100	22,0	0	-70,6	132,0	4,3	12,3	100	19,9	0	-44,8	83,7	30,0	11,1	100
FMP	14,8	0,0	-29,3	44,2	53,5	16,8	100	27,8	0	-78,3	114,3	4,8	31,4	100	22,9	0	-45,2	66,1	30,3	25,9	100
RI	15,9	0,0	-81,1	16,1	148,1	1,1	100	-22,8	0	166,4	-31,9	-10,2	-1,5	100 [¥]	276,3	0	-1E+03	270,9	947,3	18,4	100
AT	15,1	0,0	-35,5	49,5	64,9	6,1	100	36,0	0	-121,0	163,1	7,4	14,4	100	26,3	0	-61,9	83,5	41,5	10,6	100
EAD	0,01	100,0	-0,01	0	0,02	0	100	0	100	-0,02	0,01	0	0	100	0,0	100,0	-0,02	0,01	0,01	0	100
EM	0,01	100,0	-0,01	0,03	0,02	0	100	0,01	100	-0,01	0,04	0	0	100	0,0	100,0	-0,01	0,04	0,01	0	100
ETT	10,2	0,0	-30,1	62,5	54,9	2,4	100	17,4	0	-73,1	147,1	4,5	4,1	100	16,1	0	-47,5	95,7	31,9	3,8	100
ETD	27,1	0,0	-51,2	28,2	93,6	2,4	100	-1E+04	0	3E+04	-2E+04	-2E+03	-1E+03	100 [¥]	67,9	0	-128,5	68,5	86,1	6,0	100
ETM	28,9	0,0	-51,3	26,6	93,7	2,1	100	-3E+03	0	7E+03	-4E+03	-4E+02	-2E+02	100 [¥]	72,5	0	-128,8	64,6	86,4	5,3	100
OTA	33,8	0,0	-75,0	2,8	137,0	1,4	100	-55,0	0	174,3	-6,4	-10,7	-2,3	100 [¥]	255,5	0	-567,1	20,7	380,2	10,7	100
OSU	23,5	0,0	-13,4	44,3	24,4	21,2	100	26,7	0	-21,7	69,6	1,3	24,1	100,0	28,2	0	-16,1	51,6	10,8	25,5	100
TAN	3,9	0,0	-111,6	12,0	203,9	-8,1	100	-2,8	0	116,1	-12,1	-7,1	5,9	100 [¥]	-13,2	0	379,5	-39,5	-254,4	27,7	100 [¥]
DH	48,8	0,0	-36,1	15,8	66,0	5,6	100	175,6	0	-185,6	78,6	11,3	20,1	100,0	84,5	0	-62,5	26,5	41,9	9,7	100
DRM	53,2	0,0	-23,9	24,9	43,7	2,2	100	92,2	0	-59,3	59,6	3,6	3,8	100,0	74,3	0	-33,4	33,7	22,4	3,0	100
DCF	10,9	0,0	-50,6	41,9	92,4	5,3	100	170,3	0	-1E+03	902,2	68,7	83,2	100,0	27,2	0	-125,8	101,0	84,4	13,3	100

[¥] Estas categorias intermediárias apresentaram impacto negativo.

APÊNDICE G – Valores da classificação e caracterização das ACVs dos três processos

Categorias intermediárias	Unidade	ACV CASP	ACV UASB	ACV UASB-TA
Mudanças Climáticas	kg CO ₂ eq	2,6E+01	-8,9E+00	6,4E+00
Redução da Camada de Ozônio	kg CFC-11 eq	2,0E-06	4,1E-07	1,2E-06
Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	9,1E+01	6,6E+00	4,9E+01
Formação de Oxidantes Fotoquímicos	kg NMVOC	9,2E-02	4,6E-02	7,3E-02
Formação de Material Particulado	kg PM10 eq	3,0E-02	1,4E-02	2,4E-02
Radiação Ionizante	kg U ²³⁵ eq	3,9E+00	-2,3E+00	2,7E-01
Acidificação Terrestre	kg SO ₂ eq	7,6E-02	2,7E-02	5,3E-02
Eutrofização na Água Doce	kg P eq	1,0E+01	1,0E+01	1,0E+01
Eutrofização Marinha	kg N eq	5,2E+01	5,2E+01	5,2E+01
Ecotoxicidade Terrestre	kg 1,4-DB eq	1,8E-02	9,1E-03	1,4E-02
Ecotoxicidade da Água Doce	kg 1,4-DB eq	5,2E-02	-1,0E-04	2,5E-02
Ecotoxicidade Marinha	kg 1,4-DB eq	7,2E+01	-6,4E-01	3,5E+01
Ocupação de Terra Agrícola	m ² a	7,5E-01	-3,9E-01	1,2E-01
Ocupação de Solo Urbano	m ² a	2,0E-01 ¹	1,5E-01	2,0E-01 ²
Transformação de Área Natural	m ²	1,9E-02	-2,2E-02	-6,7E-03
Depleção Hídrica	m ³	1,4E-01	3,2E-02	9,6E-02
Depleção de Recursos Minerais	kg Fe eq	9,4E-01	4,6E-01	8,2E-01
Depleção de Combustíveis Fósseis	kg óleo eq	5,3E+00	2,9E-01	2,6E+00

¹ Apesar de o valor ser apresentado como 2,0E-01, ele é 0,1991. ² Apesar de o valor ser apresentado como 2,0E-01, ele é 0,2008.

APÊNDICE H – Valores da avaliação de danos nos pontos finais de categoria dos três processos

Categorias intermediárias	Unidade	ACV CASP	ACV UASB	ACV UASB-TA
Mudanças Climáticas (Saúde Humana)	DALY	9,2E-05	-3,1E-05	2,2E-05
Redução da Camada de Ozônio	DALY	5,2E-09	1,1E-09	3,1E-09
Toxicidade Humana	DALY	6,3E-05	4,6E-06	3,4E-05
Formação de Oxidantes Fotoquímicos	DALY	3,6E-09	1,8E-09	2,8E-09
Formação de Material Particulado	DALY	7,9E-06	3,6E-06	6,2E-06
Radiação Ionizante	DALY	6,5E-08	-3,8E-08	4,5E-09
Mudanças Climáticas (Ecossistemas)	species.yr	4,9E-07	-1,7E-07	1,2E-07
Acidificação Terrestre	species.yr	1,1E-09	3,9E-10	7,6E-10
Eutrofização na Água Doce	species.yr	4,4E-07	4,4E-07	4,4E-07
Ecotoxicidade Terrestre	species.yr	2,3E-09	1,2E-09	1,8E-09
Ecotoxicidade da Água Doce	species.yr	1,4E-11	-2,9E-14	6,6E-12
Ecotoxicidade Marinha	species.yr	5,8E-11	-5,1E-13	2,8E-11
Ocupação de Terra Agrícola	species.yr	1,2E-08	-8,5E-09	-5,2E-11
Ocupação de Solo Urbano	species.yr	3,8E-09	2,9E-09	3,9E-09
Transformação de Área Natural	species.yr	2,5E-07	4,3E-08	1,6E-07
Depleção de Recursos Minerais	\$	6,7E-02	3,3E-02	5,9E-02
Depleção de Combustíveis Fósseis	\$	8,6E+01	4,6E+00	4,2E+01
Pontos finais de categoria	Unidade	ACV CASP	ACV UASB	ACV UASB-TA
Danos à saúde humana	DALY	1,6E-04	-2,3E-05	6,3E-05
Danos à diversidade do ecossistema	species.yr	1,2E-06	3,2E-07	7,3E-07
Danos à disponibilidade de recursos	\$	8,6E+01	4,6E+00	4,2E+01

APÊNDICE I – Normalização das ACVs dos três processos aproveitando o metano

Categorias intermediárias	ACV CASP	ACV UASB	ACV UASB-TA
Mudanças Climáticas (Saúde Humana)	3,9E-03	-1,3E-03	9,5E-04
Redução da Camada de Ozônio	2,2E-07	4,7E-08	1,3E-07
Toxicidade Humana	2,7E-03	2,0E-04	1,4E-03
Formação de Oxidantes Fotoquímicos	1,5E-07	7,6E-08	1,2E-07
Formação de Material Particulado	3,3E-04	1,5E-04	2,6E-04
Radiação Ionizante	2,7E-06	-1,6E-06	1,9E-07
Mudanças Climáticas (Ecossistemas)	2,1E-04	-7,2E-05	5,2E-05
Acidificação Terrestre	4,7E-07	1,7E-07	3,3E-07
Eutrofização na Água Doce	1,9E-04	1,9E-04	1,9E-04
Ecotoxicidade Terrestre	1,0E-06	5,0E-07	7,7E-07
Ecotoxicidade da Água Doce	5,9E-09	-1,2E-11	2,8E-09
Ecotoxicidade Marinha	2,5E-08	-2,2E-10	1,2E-08
Ocupação de Terra Agrícola	5,0E-06	-3,7E-06	-2,3E-08
Ocupação de Solo Urbano	1,7E-06 ¹	1,2E-06	1,7E-06 ²
Transformação de Área Natural	1,1E-04	1,9E-05	7,1E-05
Depleção de Recursos Minerais	3,1E-06	1,5E-06	2,7E-06
Depleção de Combustíveis Fósseis	3,9E-03	2,1E-04	1,9E-03
Pontos finais de categoria	ACV CASP	ACV UASB	ACV UASB-TA
Danos à saúde humana	6,9E-03	-9,7E-04	2,6E-03
Danos à diversidade do ecossistema	5,2E-04	1,4E-04	3,2E-04
Danos à disponibilidade de recursos	3,9E-03	2,1E-04	1,9E-03

¹ Apesar de o valor ser apresentado como 1,7E-06, ele é 1,6641E-06. ² Apesar de o valor ser apresentado como 1,7E-06, ele é 1,6780E-06.

APÊNDICE J – Pontuação única das ACVs dos três processos aproveitando o metano

Categorias intermediárias	Unidade	ACV CASP	ACV UASB	ACV UASB-TA
Mudanças Climáticas (Saúde Humana)	Pt	1,2E+00	-3,9E-01	2,8E-01
Redução da Camada de Ozônio	Pt	6,6E-05	1,4E-05	3,9E-05
Toxicidade Humana	Pt	8,0E-01	5,9E-02	4,3E-01
Formação de Oxidantes Fotoquímicos	Pt	4,6E-05	2,3E-05	3,6E-05
Formação de Material Particulado	Pt	1,0E-01	4,5E-02	7,8E-02
Radiação Ionizante	Pt	8,2E-04	-4,8E-04	5,7E-05
Mudanças Climáticas (Ecossistemas)	Pt	1,1E-01	-3,6E-02	2,6E-02
Acidificação Terrestre	Pt	2,4E-04	8,4E-05	1,6E-04
Eutrofização na Água Doce	Pt	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02
Ecotoxicidade Terrestre	Pt	5,0E-04	2,5E-04	3,8E-04
Ecotoxicidade da Água Doce	Pt	2,9E-06	-6,2E-09	1,4E-06
Ecotoxicidade Marinha	Pt	1,2E-05	-1,1E-07	6,0E-06
Ocupação de Terra Agrícola	Pt	2,5E-03	-1,8E-03	-1,1E-05
Ocupação de Solo Urbano	Pt	8,3E-04	6,2E-04	8,4E-04
Transformação de Área Natural	Pt	5,4E-02	9,4E-03	3,5E-02
Depleção de Recursos Minerais	Pt	6,1E-04	3,0E-04	5,3E-04
Depleção de Combustíveis Fósseis	Pt	7,8E-01	4,2E-02	3,8E-01
Total	Pt	3,1E+00	-1,8E-01	1,3E+00

APÊNDICE K – Tabelas dos resultados da análise de sensibilidade

Análise de sensibilidade: variação do teor de sólidos no lodo seco centrifugado

Categorias intermediárias	Simulação 1			Simulação 2			Simulação 3			Simulação 4			Simulação 5			Simulação 6			Simulação 7			Simulação 8		
	CASP 18%	UASB -TA 18%	UASB 18%	CASP 18%	UASB -TA 35%	UASB 18%	CASP 18%	UASB -TA 35%	UASB 35%	CASP 35%	UASB -TA 18%	UASB 18%	CASP 35%	UASB -TA 35%	UASB 18%	CASP 35%	UASB -TA 18%	UASB 35%	CASP 18%	UASB -TA 18%	UASB 35%	CASP 35%	UASB -TA 35%	UASB 35%
Total	3,4E+0 0	1,7E+0 0	1,8E-01	3,4E+0 0	1,0E+0 0	1,8E-01	3,4E+0 0	1,0E+0 0	-5,1E-01	2,8E+0 0	1,7E+0 0	1,8E-01	2,8E+0 0	1,0E+0 0	1,8E-01	2,8E+0 0	1,7E+0 0	-5,1E-01	3,4E+0 0	1,7E+0 0	-5,1E-01	2,8E+0 0	1,0E+0 0	-5,1E-01
Mudanças Climáticas (Saúde Humana)	1,3E+0 0	-2,9E-01 3,9E-01	-2,9E-01	1,3E+0 0	-2,9E-01 1,9E-01	-2,9E-01	1,3E+0 0	-4,9E-01 1,9E-01	-4,9E-01	1,1E+0 0	-2,9E-01 3,9E-01	-2,9E-01	1,1E+0 0	-2,9E-01 1,9E-01	-2,9E-01	1,1E+0 0	-4,9E-01 3,9E-01	-4,9E-01	1,3E+0 0	-4,9E-01 3,9E-01	-4,9E-01	1,1E+0 0	-4,9E-01 1,9E-01	-4,9E-01
Redução da Camada de Ozônio	7,7E-05	5,1E-05	2,7E-05	7,7E-05	2,7E-05	2,7E-05	7,7E-05	2,7E-05	2,2E-06	5,6E-05	5,1E-05	2,7E-05	5,6E-05	2,7E-05	2,7E-05	5,6E-05	5,1E-05	2,2E-06	7,7E-05	5,1E-05	2,2E-06	5,6E-05	2,7E-05	2,2E-06
Toxicidade Humana Formação de Oxidantes Fotoquímicos	8,8E-01	5,2E-01	1,5E-01	8,8E-01	3,4E-01	1,5E-01	8,8E-01	3,4E-01	7,3E-01	5,2E-01	1,5E-01	7,3E-01	3,4E-01	1,5E-01	7,3E-01	5,2E-01	2,8E-02	8,8E-01	5,2E-01	2,8E-02	7,3E-01	3,4E-01	1,5E-01	2,8E-02
Formação de Material Particulado	5,4E-05	4,6E-05	3,3E-05	5,4E-05	2,6E-05	3,3E-05	5,4E-05	2,6E-05	1,3E-05	3,8E-05	4,6E-05	3,3E-05	3,8E-05	2,6E-05	3,3E-05	3,8E-05	4,6E-05	1,3E-05	5,4E-05	4,6E-05	1,3E-05	3,8E-05	2,6E-05	1,3E-05
Radiação Ionizante	8,6E-04	1,1E-04	4,3E-04	8,6E-04	8,5E-06	4,3E-04	8,6E-04	8,5E-06	4,3E-04	7,8E-04	1,1E-04	4,3E-04	7,8E-04	8,5E-06	4,3E-04	7,8E-04	1,1E-04	4,3E-04	8,6E-04	1,1E-04	4,3E-04	7,8E-04	8,5E-06	4,3E-04
Mudanças Climáticas (Ecossistema)	1,1E-01	3,5E-02	2,6E-02	1,1E-01	1,7E-02	2,6E-02	1,1E-01	1,7E-02	2,6E-02	9,9E-02	3,5E-02	2,6E-02	9,9E-02	1,7E-02	2,6E-02	9,9E-02	3,5E-02	2,6E-02	1,1E-01	3,5E-02	2,6E-02	9,9E-02	1,7E-02	2,6E-02
Acidificação Terrestre	2,7E-04	2,1E-04	1,3E-04	2,7E-04	1,2E-04	1,3E-04	2,7E-04	1,2E-04	4,1E-05	2,0E-04	2,1E-04	1,3E-04	2,0E-04	1,2E-04	1,3E-04	2,0E-04	2,1E-04	4,1E-05	2,7E-04	2,1E-04	4,1E-05	2,0E-04	1,2E-04	4,1E-05
Eutrofização na Água Doce	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02
Ecotoxicidade Terrestre	6,0E-04	5,1E-04	3,7E-04	6,0E-04	2,7E-04	3,7E-04	6,0E-04	2,7E-04	1,3E-04	4,0E-04	5,1E-04	3,7E-04	4,0E-04	2,7E-04	3,7E-04	4,0E-04	5,1E-04	1,3E-04	6,0E-04	5,1E-04	1,3E-04	4,0E-04	2,7E-04	1,3E-04
Ecotoxicidade da Água Doce	3,2E-06	1,7E-06	3,2E-07	3,2E-06	1,1E-06	3,2E-07	3,2E-06	1,1E-06	7,0E-07	2,7E-06	1,7E-06	3,2E-07	2,7E-06	1,1E-06	3,2E-07	2,7E-06	1,7E-06	7,0E-07	3,2E-06	1,7E-06	7,0E-07	2,7E-06	1,1E-06	7,0E-07
Ecotoxicidade Marinha	1,4E-05	7,3E-06	1,2E-06	1,4E-05	4,8E-06	1,2E-06	1,4E-05	4,8E-06	6,0E-06	1,1E-05	7,3E-06	1,2E-06	1,1E-05	4,8E-06	1,2E-06	1,1E-05	7,3E-06	6,0E-06	1,4E-05	7,3E-06	6,0E-06	1,1E-05	4,8E-06	6,0E-06
Ocupação de Terra Cultivável	2,5E-03	9,5E-06	3,0E-03	2,5E-03	5,0E-05	3,0E-03	2,5E-03	5,0E-05	3,0E-03	2,5E-03	9,5E-06	3,0E-03	2,5E-03	5,0E-05	3,0E-03	2,5E-03	9,5E-06	3,0E-03	2,5E-03	9,5E-06	3,0E-03	2,5E-03	5,0E-05	3,0E-03
Ocupação de Terra Urbana	9,5E-04	9,8E-04	7,7E-04	9,5E-04	7,0E-04	7,7E-04	9,5E-04	7,0E-04	4,9E-04	7,2E-04	9,8E-04	7,7E-04	7,2E-04	7,0E-04	7,7E-04	7,2E-04	9,8E-04	4,9E-04	9,5E-04	9,8E-04	4,9E-04	7,2E-04	7,0E-04	4,9E-04
Transformação da Terra Natural	5,6E-02	3,8E-02	1,2E-02	5,6E-02	3,2E-02	1,2E-02	5,6E-02	3,2E-02	6,5E-03	5,1E-02	3,8E-02	1,2E-02	5,1E-02	3,2E-02	1,2E-02	5,1E-02	3,8E-02	6,5E-03	5,6E-02	3,8E-02	6,5E-03	5,1E-02	3,2E-02	6,5E-03
Depleção Metálica	6,7E-04	5,9E-04	3,6E-04	6,7E-04	4,8E-04	3,6E-04	6,7E-04	4,8E-04	2,4E-04	5,7E-04	5,9E-04	3,6E-04	5,7E-04	4,8E-04	3,6E-04	5,7E-04	5,9E-04	2,4E-04	6,7E-04	5,9E-04	2,4E-04	5,7E-04	4,8E-04	2,4E-04
Depleção de Combustíveis Fósseis	8,9E-01	5,1E-01	1,7E-01	8,9E-01	2,6E-01	1,7E-01	8,9E-01	2,6E-01	7,9E-02	6,8E-01	5,1E-01	1,7E-01	6,8E-01	2,6E-01	1,7E-01	6,8E-01	5,1E-01	7,9E-02	8,9E-01	5,1E-01	7,9E-02	6,8E-01	2,6E-01	7,9E-02

Resultados das simulações da análise de sensibilidade variando o teor de sólidos no lodo seco centrifugado.

Análise de sensibilidade: variação da produção de gás metano

Categorias intermediárias	Simulação 1			Simulação 2			Simulação 3			Simulação 4			Simulação 5			Simulação 6			Simulação 7			Simulação 8		
	CASP 0,8m³	UASB -TA 40%	UASB 40%	CASP 0,8m³	UASB -TA 75%	UASB 40%	CASP 0,8m³	UASB -TA 75%	UASB 75%	CASP 1,1m³	UASB -TA 40%	UASB 40%	CASP 1,1m³	UASB -TA 75%	UASB 40%	CASP 1,1m³	UASB -TA 40%	UASB 75%	CASP 0,8m³	UASB -TA 40%	UASB 75%	CASP 1,1m³	UASB -TA 75%	UASB 75%
Total	3,4E+00	1,3E+00	-1,8E-01	3,4E+00	-	-1,8E-01	3,4E+00	-	-	2,8E+00	1,3E+00	-1,8E-01	2,8E+00	-	-1,8E-01	2,8E+00	1,3E+00	-	3,4E+00	1,3E+00	-	2,8E+00	-	-
Mudanças Climáticas (Saúde Humana)	1,3E+00	2,8E-01	-3,9E-01	1,3E+00	1,5E+00	-3,9E-01	1,3E+00	1,5E+00	2,2E+00	1,0E+00	2,8E-01	-3,9E-01	1,0E+00	1,5E+00	-3,9E-01	1,0E+00	2,8E-01	2,2E+00	1,3E+00	2,8E-01	2,2E+00	1,0E+00	1,5E+00	2,2E+00
Redução da Camada de Ozônio	7,0E-05	3,9E-05	1,4E-05	7,0E-05	-2,5E-05	1,4E-05	7,0E-05	-2,5E-05	-4,9E-05	6,1E-05	3,9E-05	1,4E-05	6,1E-05	-2,5E-05	1,4E-05	6,1E-05	3,9E-05	-4,9E-05	7,0E-05	3,9E-05	-4,9E-05	6,1E-05	-2,5E-05	-4,9E-05
Toxicidade Humana	8,6E-01	4,3E-01	5,9E-02	8,6E-01	-4,2E-01	5,9E-02	8,6E-01	-4,2E-01	-7,9E-01	7,4E-01	4,3E-01	5,9E-02	7,4E-01	-4,2E-01	5,9E-02	7,4E-01	4,3E-01	-7,9E-01	8,6E-01	4,3E-01	-7,9E-01	7,4E-01	-4,2E-01	-7,9E-01
Formação de Oxidantes Fotoquímicos	4,8E-05	3,6E-05	2,3E-05	4,8E-05	6,3E-06	2,3E-05	4,8E-05	6,3E-06	-6,8E-06	4,4E-05	3,6E-05	2,3E-05	4,4E-05	6,3E-06	2,3E-05	4,4E-05	3,6E-05	-6,8E-06	4,8E-05	3,6E-05	-6,8E-06	4,4E-05	6,3E-06	-6,8E-06
Formação de Material Particulado	1,0E-01	7,8E-02	4,5E-02	1,0E-01	1,3E-02	4,5E-02	1,0E-01	1,3E-02	-2,0E-02	9,5E-02	7,8E-02	4,5E-02	9,5E-02	1,3E-02	4,5E-02	9,5E-02	7,8E-02	-2,0E-02	1,0E-01	7,8E-02	-2,0E-02	9,5E-02	1,3E-02	-2,0E-02
Radiação Ionizante	9,2E-04	5,7E-05	4,8E-04	9,2E-04	-1,4E-03	4,8E-04	9,2E-04	-1,4E-03	-2,0E-03	7,1E-04	5,7E-05	4,8E-04	7,1E-04	-1,4E-03	-2,0E-03	7,1E-04	5,7E-05	-2,0E-03	9,2E-04	5,7E-05	-2,0E-03	7,1E-04	-1,4E-03	-2,0E-03
Mudanças Climáticas (Ecossistema)	1,2E-01	2,6E-02	-3,6E-02	1,2E-01	-1,4E-01	-3,6E-02	1,2E-01	-1,4E-01	-2,0E-01	9,5E-02	2,6E-02	-3,6E-02	9,5E-02	-1,4E-01	-3,6E-02	9,5E-02	2,6E-02	-2,0E-01	1,2E-01	2,6E-02	-2,0E-01	9,5E-02	-1,4E-01	-2,0E-01
Acidificação Terrestre	2,5E-04	1,6E-04	8,4E-05	2,5E-04	-2,3E-05	8,4E-05	2,5E-04	-2,3E-05	-1,0E-04	2,2E-04	1,6E-04	8,4E-05	2,2E-04	-2,3E-05	8,4E-05	2,2E-04	1,6E-04	-1,0E-04	2,5E-04	1,6E-04	-1,0E-04	2,2E-04	-2,3E-05	-1,0E-04
Eutrofização na Água Doce	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02
Ecotoxicidade Terrestre	5,2E-04	3,8E-04	2,5E-04	5,2E-04	4,8E-05	2,5E-04	5,2E-04	4,8E-05	-8,6E-05	4,8E-04	3,8E-04	2,5E-04	4,8E-04	4,8E-05	2,5E-04	4,8E-04	3,8E-04	-8,6E-05	5,2E-04	3,8E-04	-8,6E-05	4,8E-04	4,8E-05	-8,6E-05
Ecotoxicidade da Água Doce	3,2E-06	1,4E-06	-6,2E-06	3,2E-06	-1,9E-06	-6,2E-06	3,2E-06	-1,9E-06	-3,4E-06	2,7E-06	1,4E-06	-6,2E-06	2,7E-06	-1,9E-06	-3,4E-06	2,7E-06	1,4E-06	-3,4E-06	3,2E-06	1,4E-06	-3,4E-06	2,7E-06	-1,9E-06	-3,4E-06
Ecotoxicidade Marinha	1,3E-05	6,0E-06	-1,1E-07	1,3E-05	-8,3E-06	-1,1E-07	1,3E-05	-8,3E-06	-1,4E-06	1,1E-05	6,0E-06	-1,1E-07	1,1E-05	-8,3E-06	-1,1E-07	1,1E-05	6,0E-06	-1,4E-06	1,3E-05	6,0E-06	-1,4E-06	1,1E-05	-8,3E-06	-1,4E-06
Ocupação de Terra Cultivável	2,8E-03	-1,1E-05	-1,8E-03	2,8E-03	-4,8E-03	-1,8E-03	2,8E-03	-4,8E-03	-6,7E-03	2,1E-03	-1,1E-05	-1,8E-03	2,1E-03	-4,8E-03	-1,8E-03	2,1E-03	-1,1E-05	-6,7E-03	2,8E-03	-1,1E-05	-6,7E-03	2,1E-03	-4,8E-03	-6,7E-03
Ocupação de Terra Urbana	8,5E-04	8,4E-04	6,2E-04	8,5E-04	5,9E-04	6,2E-04	8,5E-04	5,9E-04	3,7E-04	8,1E-04	8,4E-04	6,2E-04	8,1E-04	5,9E-04	6,2E-04	8,1E-04	8,4E-04	3,7E-04	8,5E-04	8,4E-04	3,7E-04	8,1E-04	5,9E-04	3,7E-04
Transformação da Terra Natural	5,7E-02	3,5E-02	9,4E-03	5,7E-02	-1,2E-02	9,4E-03	5,7E-02	-1,2E-02	-3,8E-02	5,0E-02	3,5E-02	9,4E-03	5,0E-02	-1,2E-02	9,4E-03	5,0E-02	3,5E-02	-3,8E-02	5,7E-02	3,5E-02	-3,8E-02	5,0E-02	-1,2E-02	-3,8E-02
Depleção Metálica	6,4E-04	5,3E-04	3,0E-04	6,4E-04	2,0E-04	3,0E-04	6,4E-04	2,0E-04	-2,8E-05	5,9E-04	5,3E-04	3,0E-04	5,9E-04	2,0E-04	3,0E-04	5,9E-04	5,3E-04	-2,8E-05	6,4E-04	5,3E-04	-2,8E-05	5,9E-04	2,0E-04	-2,8E-05
Depleção de Combustíveis Fósseis	8,5E-01	3,8E-01	4,2E-02	8,5E-01	-5,1E-01	4,2E-02	8,5E-01	-5,1E-01	-8,4E-01	7,2E-01	3,8E-01	4,2E-02	7,2E-01	-5,1E-01	-8,4E-01	7,2E-01	3,8E-01	-8,4E-01	8,5E-01	3,8E-01	-8,4E-01	7,2E-01	-5,1E-01	-8,4E-01

Resultados das simulações da análise de sensibilidade variando a produção de gás metano.

Análise de sensibilidade: variação da conversão de metano em eletricidade

Categorias intermediárias	Simulação 1			Simulação 2			Simulação 3			Simulação 4			Simulação 5			Simulação 6			Simulação 7			Simulação 8		
	CASP 25%	UASB -TA 25%	UASB 25%	CASP 25%	UASB -TA 35%	UASB 25%	CASP 25%	UASB -TA 35%	UASB 35%	CASP 35%	UASB -TA 25%	UASB 25%	CASP 35%	UASB -TA 35%	UASB 25%	CASP 35%	UASB -TA 25%	UASB 35%	CASP 25%	UASB -TA 25%	UASB 35%	CASP 35%	UASB -TA 35%	UASB 35%
Total	3,4E+00	1,7E+00	1,6E-01	3,4E+00	9,9E-01	1,6E-01	3,4E+00	9,9E-01	-5,2E-01	2,8E+00	1,7E+00	1,6E-01	2,8E+00	9,9E-01	1,6E-01	2,8E+00	1,7E+00	-5,2E-01	3,4E+00	1,7E+00	-5,2E-01	2,8E+00	9,9E-01	-5,2E-01
Mudanças Climáticas (Saúde Humana)	1,3E+00	4,5E-01	-2,3E-01	1,3E+00	1,2E-01	-2,3E-01	1,3E+00	1,2E-01	-5,6E-01	1,0E+00	4,5E-01	-2,3E-01	1,0E+00	1,2E-01	-2,3E-01	1,0E+00	4,5E-01	-5,6E-01	1,3E+00	4,5E-01	-5,6E-01	1,0E+00	1,2E-01	-5,6E-01
Redução da Camada de Ozônio	7,1E-05	4,5E-05	2,0E-05	7,1E-05	3,3E-05	2,0E-05	7,1E-05	3,3E-05	8,3E-06	6,1E-05	4,5E-05	2,0E-05	6,1E-05	3,3E-05	2,0E-05	6,1E-05	4,5E-05	8,3E-06	7,1E-05	4,5E-05	8,3E-06	6,1E-05	3,3E-05	8,3E-06
Toxicidade Humana	8,7E-01	5,1E-01	1,4E-01	8,7E-01	3,5E-01	1,4E-01	8,7E-01	3,5E-01	-1,8E-02	7,4E-01	5,1E-01	1,4E-01	7,4E-01	3,5E-01	1,4E-01	7,4E-01	5,1E-01	-1,8E-02	8,7E-01	5,1E-01	-1,8E-02	7,4E-01	3,5E-01	-1,8E-02
Formação de Oxidantes Fotoquímicos	4,8E-05	3,8E-05	2,5E-05	4,8E-05	3,3E-05	2,5E-05	4,8E-05	3,3E-05	2,0E-05	4,3E-05	3,8E-05	2,5E-05	4,3E-05	3,3E-05	2,5E-05	4,3E-05	3,8E-05	2,0E-05	4,8E-05	3,8E-05	2,0E-05	4,3E-05	3,3E-05	2,0E-05
Formação de Material Particulado	1,0E-01	8,4E-02	5,1E-02	1,0E-01	7,2E-02	5,1E-02	1,0E-01	7,2E-02	3,9E-02	9,5E-02	8,4E-02	5,1E-02	9,5E-02	7,2E-02	5,1E-02	9,5E-02	8,4E-02	3,9E-02	1,0E-01	8,4E-02	3,9E-02	9,5E-02	7,2E-02	3,9E-02
Radiação Ionizante	9,3E-04	1,9E-04	4,0E-04	9,3E-04	5,0E-05	4,0E-04	9,3E-04	5,0E-05	4,0E-04	7,1E-04	1,9E-04	4,0E-04	7,1E-04	1,9E-04	4,0E-04	7,1E-04	1,9E-04	4,0E-04	9,3E-04	1,9E-04	4,0E-04	7,1E-04	5,0E-05	4,0E-04
Mudanças Climáticas (Ecossistema)	1,2E-01	4,1E-02	2,0E-02	1,2E-01	1,1E-02	2,0E-02	1,2E-01	1,1E-02	2,0E-02	9,4E-02	4,1E-02	2,0E-02	9,4E-02	1,1E-02	2,0E-02	9,4E-02	4,1E-02	2,0E-02	1,2E-01	4,1E-02	2,0E-02	9,4E-02	1,1E-02	2,0E-02
Acidificação Terrestre	2,5E-04	1,8E-04	1,0E-04	2,5E-04	1,5E-04	1,0E-04	2,5E-04	1,5E-04	6,7E-05	2,2E-04	1,8E-04	1,0E-04	2,2E-04	1,5E-04	1,0E-04	2,2E-04	1,8E-04	6,7E-05	2,5E-04	1,8E-04	6,7E-05	2,2E-04	1,5E-04	6,7E-05
Eutrofização na Água Doce	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02	9,6E-02
Ecotoxicidade Terrestre	5,3E-04	4,1E-04	2,8E-04	5,3E-04	3,5E-04	2,8E-04	5,3E-04	3,5E-04	2,2E-04	4,8E-04	4,1E-04	2,8E-04	4,8E-04	3,5E-04	2,8E-04	4,8E-04	4,1E-04	2,2E-04	5,3E-04	4,1E-04	2,2E-04	4,8E-04	3,5E-04	2,2E-04
Ecotoxicidade da Água Doce	3,2E-06	1,7E-06	3,0E-07	3,2E-06	1,1E-06	3,0E-07	3,2E-06	1,1E-06	7,0E-07	2,7E-06	1,7E-06	3,0E-07	2,7E-06	1,1E-06	3,0E-07	2,7E-06	1,7E-06	7,0E-07	3,2E-06	1,7E-06	7,0E-07	2,7E-06	1,1E-06	7,0E-07
Ecotoxicidade Marinha	1,4E-05	7,3E-06	1,2E-06	1,4E-05	4,7E-06	1,2E-06	1,4E-05	4,7E-06	6,0E-06	1,1E-05	7,3E-06	1,2E-06	1,1E-05	4,7E-06	1,2E-06	1,1E-05	7,3E-06	6,0E-06	1,4E-05	7,3E-06	6,0E-06	1,1E-05	4,7E-06	6,0E-06
Ocupação de Terra Cultivável	2,9E-03	4,3E-04	3,0E-03	2,9E-03	4,5E-04	3,0E-03	2,9E-03	4,5E-04	2,3E-03	2,1E-03	4,3E-04	3,0E-03	2,1E-03	4,5E-04	3,0E-03	2,1E-03	4,3E-04	3,0E-03	2,9E-03	4,3E-04	3,0E-03	2,1E-03	4,5E-04	2,3E-03
Ocupação de Terra Urbana	8,5E-04	8,6E-04	6,4E-04	8,5E-04	8,2E-04	6,4E-04	8,5E-04	8,2E-04	6,0E-04	8,1E-04	8,6E-04	6,4E-04	8,1E-04	8,2E-04	6,4E-04	8,1E-04	8,6E-04	6,0E-04	8,5E-04	8,6E-04	6,0E-04	8,1E-04	8,2E-04	6,0E-04
Transformação da Terra Natural	5,7E-02	4,0E-02	1,4E-02	5,7E-02	3,1E-02	1,4E-02	5,7E-02	3,1E-02	5,1E-03	5,0E-02	4,0E-02	1,4E-02	5,0E-02	3,1E-02	1,4E-02	5,0E-02	4,0E-02	5,1E-03	5,7E-02	4,0E-02	5,1E-03	5,0E-02	3,1E-02	5,1E-03
Depleção Metálica	6,4E-04	5,6E-04	3,3E-04	6,4E-04	5,0E-04	3,3E-04	6,4E-04	5,0E-04	2,7E-04	5,9E-04	5,6E-04	3,3E-04	5,9E-04	5,0E-04	3,3E-04	5,9E-04	5,6E-04	2,7E-04	6,4E-04	5,6E-04	2,7E-04	5,9E-04	5,0E-04	2,7E-04
Depleção de Combustíveis Fósseis	8,5E-01	4,6E-01	1,2E-01	8,5E-01	3,0E-01	1,2E-01	8,5E-01	3,0E-01	3,8E-02	7,2E-01	4,6E-01	1,2E-01	7,2E-01	3,0E-01	1,2E-01	7,2E-01	4,6E-01	3,8E-02	8,5E-01	4,6E-01	3,8E-02	7,2E-01	3,0E-01	3,8E-02

Resultados das simulações da análise de sensibilidade variando a conversão de metano em eletricidade.

Análise de sensibilidade: analisando o método de AICV EPS 2000

Categorias intermediárias	Caracterização				Avaliação de Dano				Pontuação Única			
	Unidade	ACV CASP	ACV UASB-TA	ACV UASB	Unidade	ACV CASP	ACV UASB-TA	ACV UASB	Unidade	ACV CASP	ACV UASB-TA	ACV UASB
Total	-	-	-	-	-	-	-	-	Pt	-8,4E+00	-1,4E+01	-2,0E+01
Expectativa de Vida	PersonYr	3,5E-05	1,2E-05	-8,0E-06	ELU	3,0E+00	9,8E-01	-6,8E-01	Pt	3,0E+00	9,8E-01	-6,8E-01
Morbidez Severa	PersonYr	1,0E-05	1,9E-06	-4,4E-06	ELU	1,0E+00	1,9E-01	-4,4E-01	Pt	1,0E+00	1,9E-01	-4,4E-01
Morbidez	PersonYr	2,0E-05	3,9E-06	-8,1E-06	ELU	2,0E-01	3,9E-02	-8,1E-02	Pt	2,0E-01	3,9E-02	-8,1E-02
Transtorno Severo	PersonYr	2,0E-06	1,6E-06	9,7E-07	ELU	2,0E-02	1,6E-02	9,7E-03	Pt	2,0E-02	1,6E-02	9,7E-03
Transtorno	PersonYr	3,7E-04	2,3E-04	7,9E-05	ELU	3,7E-02	2,3E-02	7,9E-03	Pt	3,7E-02	2,3E-02	7,9E-03
Capacidade de Crescimento de Colheita	kg	8,1E-02	4,9E-02	1,9E-02	ELU	1,2E-02	7,4E-03	2,8E-03	Pt	1,2E-02	7,4E-03	2,8E-03
Capacidade de Crescimento de Madeira	kg	-1,2E+00	-4,4E-01	2,1E-01	ELU	-5,0E-02	-1,8E-02	8,4E-03	Pt	-5,0E-02	-1,8E-02	8,4E-03
Produção de Peixe e Carne	kg	-2,1E+01	-2,1E+01	2,1E+01	ELU	-2,1E+01	-2,1E+01	-2,1E+01	Pt	-2,1E+01	-2,1E+01	-2,1E+01
Acidificação do Solo	H ⁺ eq	1,2E-01	8,2E-02	4,2E-02	ELU	1,2E-03	8,2E-04	4,2E-04	Pt	1,2E-03	8,2E-04	4,2E-04
Capacidade de Produção de Água para Irrigação	kg	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	ELU	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	Pt	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
Capacidade de Produção de Água para Consumo	kg	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	ELU	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	Pt	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
Depleção de Reservas	ELU	6,5E+00	3,6E+00	5,8E-01	ELU	6,5E+00	3,6E+00	5,8E-01	Pt	6,5E+00	3,6E+00	5,8E-01
Extinção de Espécies	NEX	1,5E-11	1,5E-11	1,5E-11	ELU	1,7E+00	1,6E+00	1,7E+00	Pt	1,7E+00	1,6E+00	1,7E+00

Resultados dos valores de caracterização, avaliação de danos e pontuação única (ponderação) utilizando o método de AICV EPS 2000. PersonYr: *person year*; ELU:

Environmental Load Unit; NEX: *Normalised Extinction of species*.

Análise de sensibilidade: analisando o método de AICV EDIP 2003

Categorias intermediárias	Caracterização				Normalização			Pontuação única			
	Unidade	ACV CASP	ACV UASB-TA	ACV UASB	ACV CASP	ACV UASB-TA	ACV UASB	Unidade	ACV CASP	ACV UASB-TA	ACV UASB
Total	-	-	-	-	-	-	-	Pt	8,3E-02	5,4E-02	1,4E-02
Aquecimento Global 100a	kg CO ₂ eq	2,9E+01	5,6E+00	-1,2E+01	3,3E-03	6,5E-04	-1,4E-03	Pt	3,7E-03	7,1E-04	-1,5E-03
Depleção da Camada de Ozônio	kg CFC11 eq	2,0E-06	1,2E-06	4,1E-07	1,9E-05	1,1E-05	4,0E-06	Pt	1,2E-03	7,1E-04	2,5E-04
Formação de Ozônio (Vegetação)	m ² .ppm.h	2,0E+02	1,0E+02	1,5E+01	1,5E-03	7,2E-04	1,0E-04	Pt	1,7E-03	8,7E-04	1,2E-04
Formação de Ozônio (Humano)	person.ppm.h	1,5E-02	6,5E-03	-3,2E-05	1,5E-03	6,5E-04	-3,2E-06	Pt	1,8E-03	7,8E-04	-3,9E-06
Acidificação	m ²	1,1E+00	6,9E-01	2,9E-01	4,9E-04	3,1E-04	1,3E-04	Pt	6,3E-04	4,1E-04	1,7E-04
Eutrofização Terrestre	m ²	1,9E+00	1,7E+00	1,2E+00	9,0E-04	7,9E-04	5,7E-04	Pt	1,1E-03	9,5E-04	6,8E-04
Eutrofização Aquática EP(N)	kg N	7,3E-03	6,3E-03	4,5E-03	6,1E-04	5,2E-04	3,7E-04	Pt	8,5E-04	7,3E-04	5,2E-04
Eutrofização Aquática EP(P)	kg P	1,9E-03	7,3E-04	-2,9E-04	4,6E-03	1,8E-03	-7,2E-04	Pt	4,6E-03	1,8E-03	-7,2E-04
Toxicidade Humana (ar)	m ³	3,7E+05	1,6E+05	-1,9E+04	2,2E-03	9,7E-04	-1,1E-04	Pt	2,4E-03	1,1E-03	-1,2E-04
Toxicidade Humana (água)	m ³	1,8E+02	1,1E+02	3,6E+01	3,0E-03	1,9E-03	6,0E-04	Pt	3,9E-03	2,5E-03	7,8E-04
Toxicidade Humana (solo)	m ³	2,2E+00	3,9E-01	-9,3E-01	7,1E-03	1,3E-03	-3,0E-03	Pt	8,5E-03	1,5E-03	-3,6E-03
Ecotoxicidade Crônica da Água	m ³	2,1E+03	1,0E+03	4,4E+01	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	Pt	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
Ecotoxicidade Aguda da Água	m ³	4,0E+02	1,8E+02	-2,1E+01	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	Pt	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
Ecotoxicidade Crônica do Solo	m ³	8,4E+00	-1,6E+00	-8,1E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	Pt	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
Resíduos Perigosos	kg	2,6E-04	9,4E-05	-3,9E-05	1,2E-05	4,5E-06	-1,9E-06	Pt	1,4E-05	5,0E-06	-2,1E-06
Escórias / Cinzas	kg	5,3E-03	5,0E-03	3,3E-03	1,5E-05	1,4E-05	9,5E-06	Pt	1,7E-05	1,6E-05	1,0E-05
Resíduo Volumoso	kg	4,4E+01	4,9E+01	3,2E+01	3,3E-02	3,7E-02	2,4E-02	Pt	3,6E-02	4,0E-02	2,6E-02
Resíduo Radioativo	kg	5,2E-04	4,9E-05	-2,9E-04	1,5E-02	1,4E-03	-8,2E-03	Pt	1,6E-02	1,5E-03	-9,0E-03
Recursos (todos)	kg	1,8E-03	1,0E-03	9,9E-05	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	Pt	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00

Resultados dos valores de caracterização, normalização e pontuação única (ponderação) utilizando o método de AICV EDIP 2003.

Análise de sensibilidade: analisando o método de AICV Ecological scarcity 2006

Categorias intermediárias	Caracterização				Pontuação única			
	Unidade	ACV CASP	ACV UASB-TA	ACV UASB	Unidade	ACV CASP	ACV UASB-TA	ACV UASB
Total	-	-	-	-	Pt	2,1E+04	9,7E+03	-6,7E+02
Emissões Atmosféricas	UBP	1,6E+04	7,2E+03	-6,9E+02	Pt	1,6E+04	7,2E+03	-6,9E+02
Emissões para as Águas Superficiais	UBP	1,0E+03	5,6E+02	1,3E+02	Pt	1,0E+03	5,6E+02	1,3E+02
Emissões para as Águas Subterrâneas	UBP	4,4E+00	2,9E-01	-2,6E+00	Pt	4,4E+00	2,9E-01	-2,6E+00
Emissões para a Superfície do Solo	UBP	2,7E+02	-1,3E+00	-1,8E+02	Pt	2,7E+02	-1,3E+00	-1,8E+02
Recursos Energéticos	UBP	1,2E+03	2,3E+02	-4,4E+02	Pt	1,2E+03	2,3E+02	-4,4E+02
Recursos Naturais	UBP	1,5E+03	1,5E+03	9,9E+02	Pt	1,5E+03	1,5E+03	9,9E+02
Resíduos Depositados	UBP	1,1E+03	1,9E+02	-4,8E+02	Pt	1,1E+03	1,9E+02	-4,8E+02

Resultados dos valores de caracterização e pontuação única (ponderação) utilizando o método de AICV Ecological scarcity 2006.

Análise de sensibilidade: analisando o método de AICV IMPACT 2002+

Categorias intermediárias	Caracterização				Avaliação de Dano				Normalização			Pontuação Única			
	Unidade	ACV CASP	ACV UASB-TA	ACV UASB	Unidade	ACV CASP	ACV UASB-TA	ACV UASB	ACV CASP	ACV UASB-TA	ACV UASB	Unidade	ACV CASP	ACV UASB-TA	ACV UASB
Total	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pt	7,9E-03	2,0E-03	-2,4E-03
Carcinogênicos	kg C ₂ H ₃ Cl eq	6,6E-01	-2,0E-01	-7,3E-01	DALY	1,8E-06	-5,5E-07	-2,1E-06	2,6E-04	-7,8E-05	-2,9E-04	Pt	2,6E-04	-7,8E-05	-2,9E-04
Não Carcinogênicos	kg C ₂ H ₃ Cl eq	3,7E+00	1,6E+00	-4,8E+00	DALY	1,0E-05	-4,4E-06	-1,3E-05	1,5E-03	-6,3E-04	-1,9E-03	Pt	1,5E-03	-6,3E-04	-1,9E-03
Material Particulado Inalado	kg PM2.5 eq	1,5E-02	1,2E-02	7,0E-03	DALY	1,1E-05	8,3E-06	4,9E-06	1,5E-03	1,2E-03	6,9E-04	Pt	1,5E-03	1,2E-03	6,9E-04
Radiação Ionizante	Bq C-14 eq	4,1E+02	3,1E+01	-2,4E+02	DALY	8,5E-08	6,4E-09	-5,0E-08	1,2E-05	9,0E-07	-7,0E-06	Pt	1,2E-05	9,0E-07	-7,0E-06
Redução da Camada de Ozônio	kg CFC-11 eq	2,0E-06	1,2E-06	4,1E-07	DALY	2,1E-09	1,2E-09	4,3E-10	2,9E-07	1,7E-07	6,0E-08	Pt	2,9E-07	1,7E-07	6,0E-08
Orgânicos Inalados	kg C ₂ H ₄ eq	7,4E-03	5,5E-03	3,2E-03	DALY	1,6E-08	1,2E-08	6,9E-09	2,2E-06	1,7E-06	9,7E-07	Pt	2,2E-06	1,7E-06	9,7E-07
Ecotoxicidade Aquática	kg TEG water	9,9E+02	4,1E+02	-5,8E+01	PDF*m2*yr	5,0E-02	2,1E-02	-2,9E-03	3,6E-06	1,5E-06	-2,1E-07	Pt	3,6E-06	1,5E-06	-2,1E-07
Ecotoxicidade Terrestre	kg TEG soil	3,7E+02	2,2E+02	7,9E+01	PDF*m2*yr	3,0E+00	1,7E+00	6,3E-01	2,2E-04	1,3E-04	4,6E-05	Pt	2,2E-04	1,3E-04	4,6E-05
Acid/nutri Terrestre	kg SO ₂ eq	4,3E-01	3,6E-01	2,5E-01	PDF*m2*yr	4,4E-01	3,8E-01	2,6E-01	3,2E-05	2,8E-05	1,9E-05	Pt	3,2E-05	2,8E-05	1,9E-05
Ocupação de Terra	m ² org.arable	5,9E-01	-5,9E-02	-4,9E-01	PDF*m2*yr	6,4E-01	-6,4E-02	-5,3E-01	4,7E-05	-4,7E-06	-3,9E-05	Pt	4,7E-05	-4,7E-06	-3,9E-05
Acidificação Aquática	kg SO ₂ eq	7,5E-02	5,2E-02	2,7E-02		-	-	-	-	-	-	Pt	-	-	-
Eutrofização Aquática	kg PO ₄ P-lim	3,1E+01	3,1E+01	3,1E+01		-	-	-	-	-	-	Pt	-	-	-
Aquecimento Global	kg CO ₂ eq	2,6E+01	6,5E+00	-8,7E+00	kg CO ₂ eq	2,6E+01	6,5E+00	8,7E+00	2,6E-03	6,5E-04	-8,8E-04	Pt	2,6E-03	6,5E-04	-8,8E-04
Energias Não Renováveis	MJ primary	2,7E+02	1,1E+02	-1,3E+01	MJ primary	2,7E+02	1,1E+02	1,3E+01	1,8E-03	7,4E-04	-8,7E-05	Pt	1,8E-03	7,4E-04	-8,7E-05
Extração Mineral	MJ surplus	2,7E-01	1,9E-01	6,8E-02	MJ primary	2,7E-01	1,9E-01	6,8E-02	1,8E-06	1,3E-06	4,5E-07	Pt	1,8E-06	1,3E-06	4,5E-07

Resultados dos valores de caracterização, avaliação de dano, normalização e pontuação única (ponderação) utilizando o método de AICV IMPACT 2002+.