



João Tiago **Modelos Estratégicos de Gestão de Resíduos**
Pinto Silva Santos **Urbanos – Caso de Estudo**



João Tiago

Pinto Silva Santos

**Modelos Estratégicos de Gestão de Resíduos
Urbanos – Caso de Estudo**

dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica do Professor Doutor Manuel Arlindo Amador de Matos, Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, e coorientação da Professora Doutora Maria Isabel da Silva Nunes, Professora Auxiliar Convidada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

Dedico este trabalho aos meus pais pelo apoio incondicional.

o júri

Presidente

Professora Doutora Ana Paula Gomes

Professora Auxiliar, Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

Vogal – Arguente Principal

Professor Doutor Carlos Afonso de Moura Teixeira

Professor Auxiliar, Departamento de Biologia e Ambiente da Universidade de Trás-Os-Montes e Alto Douro.

Vogal – Orientador

Professor Doutor Manuel Arlindo Amador de Matos

Professor Auxiliar, Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

Vogal – Co-Orientador

Professora Doutora Maria Isabel da Silva Nunes

Professora Auxiliar, Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

agradecimentos

A realização deste trabalho foi possível através da parceria criada pelo Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e pela Câmara Municipal de São João da Madeira. Assim, a todos aqueles que contribuíram para que fosse possível reunir esforços para garantir a exequibilidade deste trabalho, gostaria de expressar os meus sinceros agradecimentos:

Ao Professor Doutor Arlindo Matos e à Professora Doutora Isabel Nunes, na qualidade de meus orientadores, pela competência científica e pela disponibilidade para trabalhar com este tema. Sempre pertinentes nas suas observações, contribuíram de forma decisiva para exaltar a qualidade do trabalho desenvolvido.

Ao Dr. Rui Costa, ao Arq^o. Joaquim Milheiro e à Eng^a. Vera Neves, pelo interesse demonstrado pelo tema deste trabalho e por permitiram a disponibilização dos dados necessários para a construção do mesmo.

À Eng^a Daniela Silva da Recolte pela disponibilidade e boa vontade, contribuindo de forma decisiva na recolha dos dados.

Um agradecimento especial ao SP, pelo esforço e dedicação.

E a todos os meus queridos, porque partilham o meu dia-a-noite, porque nunca me faltam, porque me são indispensáveis!

palavras-chave

Resíduos urbanos, RU, avaliação do ciclo de vida, ACV, bioresíduos, categorias de impacto ambiental

resumo

A entrada de Portugal na União Europeia constitui um ponto de viragem da gestão de resíduos urbanos (RU) do país, uma vez que promoveu o estabelecimento de princípios e objetivos precursores de uma sociedade de reciclagem. Todavia, os atuais modelos de gestão de RU ainda não refletem a totalidade desses princípios nem das metas definidas legalmente, sendo importante reverter esta realidade. Assim, o objetivo do estudo prende-se com a análise de desempenho ambiental de diferentes modelos de gestão de RU aplicados ao município de São João da Madeira. Foram analisados três modelos distintos: i) modelo de gestão atual com os RU recolhidos no município a serem encaminhados diretamente para aterro; ii) o futuro modelo que integra uma unidade de tratamento mecânico e biológico e iii) modelo alternativo que contempla a criação de um fluxo de recolha seletiva de bioresíduos produzido no município. A metodologia de Análise de Ciclo de Vida (ACV) foi utilizada para comparar e avaliar os desempenhos ambientais dos modelos de gestão de RU em estudo, relativamente às categorias de impacto: i) alterações climáticas; ii) depleção de recursos abióticos; iii) formação de oxidantes fotoquímicos; iv) acidificação e v) eutrofização. Os resultados obtidos parecem demonstrar que o modelo futuro, comparativamente ao modelo atual, induzirá melhorias significativas no desempenho ambiental para maioria das categorias avaliadas. No entanto, dos modelos estudados, com modelo alternativo com recolha seletiva de bioresíduos parece ser aquele com melhor desempenho ambiental.

keywords

Municipal solid waste, MSW, life cycle assessment, LCA, biowaste, environmental impact categories

abstract

Portugal admission in European Union was a turning point for the municipal solid waste (MSW) management, since it promoted the establishment of principles and goals towards a recycling society. Nevertheless, the present MSW management systems do not accomplished neither the principles nor targets legally defined, been there so imperative to reverse the actual situation. Therefore, the main purpose of the present study was to analyse the environmental performance of different MSW management systems for the city of São João da Madeira. Three different systems were analysed: i) the present management system being the collected MSW sent directly to the landfill; ii) the futures management system that introduces a mechanical and biological treatment unit and iii) an alternative system that includes a selective collection of biowaste. The life cycle assessment (LCA) was used to compare and evaluate the environmental performance of the MSW management systems, for the impact categories: i) climate change; ii) depletion of abiotic resources; iii) photo-oxidant formation; iv) acidification and v) eutrophication. Data obtained seem to demonstrate that the future system, when compared with the present system, will induce significant improvements in most environmental impact categories analysed. However, the alternative model, with selective collection of biowaste, seems to be the one with better environmental performance.

ÍNDICE

ÍNDICE	I
ÍNDICE DE FIGURAS	IV
ÍNDICE DE TABELAS	VI
LISTA DE ABREVIATURAS	VII
NOMENCLATURA	XI
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 RELEVÂNCIA DO TEMA E MOTIVAÇÃO	2
1.2 OBJETIVOS E ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	3
2 ENQUADRAMENTO TÉCNICO E TEÓRICO DA GESTÃO DE RESÍDUOS URBANOS	5
2.1 GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS URBANOS	5
2.2 DOCUMENTAÇÃO LEGAL E ESTRATÉGICA	6
2.3 HIERARQUIA DE OPÇÕES DE GESTÃO	10
2.4 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS URBANOS	13
2.5 OPERAÇÕES DE GESTÃO DE RESÍDUOS URBANOS	15
2.5.1 <i>Recolha</i>	15
2.5.2 <i>Transporte</i>	16
2.5.3 <i>Valorização</i>	16
2.5.3.1 Tratamento físico-mecânico	17
2.5.3.2 Tratamento biológico.....	18
2.5.3.3 Tratamento Térmico	19
2.5.4 <i>Eliminação</i>	20
2.6 GESTÃO DE RESÍDUOS URBANOS EM PORTUGAL.....	22
2.6.1 <i>Entidades gestoras de serviços de gestão de resíduos urbanos</i>	24
2.6.2 <i>Sistemas de gestão de resíduos urbanos</i>	24
2.6.3 <i>Infraestruturas e equipamentos</i>	28
2.6.4 <i>Caraterização e produção de resíduos urbanos</i>	29
3 CASO DE ESTUDO: MUNICÍPIO DE SÃO JOÃO DA MADEIRA	35
3.1 CARACTERIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE SÃO JOÃO DA MADEIRA.....	35
3.1.1 <i>Localização geográfica</i>	35
3.1.1.1 Demografia, estrutura urbana e viária.....	35
3.2 GESTÃO DE RESÍDUOS URBANOS EM SÃO JOÃO DA MADEIRA	37
3.2.1 <i>Regulamento municipal de resíduos sólidos</i>	38
3.2.2 <i>Produção e caracterização dos resíduos urbanos do município</i>	39

3.2.3	<i>Modelo de gestão em baixa, equipamentos e infraestruturas</i>	41
3.2.4	<i>Modelo de gestão em alta, equipamentos e infraestruturas</i>	42
4	APLICAÇÃO DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA AO CASO DE ESTUDO	47
4.1	METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO DO CICLO.....	47
4.2	DEFINIÇÃO DO OBJETIVO E ÂMBITO	49
4.2.1	<i>Objetivo do estudo</i>	49
4.2.2	<i>Âmbito do estudo</i>	50
4.2.2.1	Unidade funcional e fronteiras do sistema	50
4.2.2.2	Fontes de informação e qualidade dos dados.....	51
4.2.2.3	Bases de dados.....	52
4.2.2.4	Software de aplicação	52
4.2.2.5	Limitações e pressupostos	53
4.2.2.6	Tipos de Impactes e metodologia de avaliação de impactes	53
4.2.2.7	Descrição do Cenário 1 (situação atual)	54
4.2.2.8	Descrição do cenário 2 (tratamento mecânico e biológico).....	56
4.2.2.9	Descrição do Cenário 3 (recolha bioresíduos + tratamento mecânico e biológico).....	57
4.3	ANÁLISE DO INVENTÁRIO CICLO DE VIDA	59
4.3.1	<i>Procedimento de cálculo dos inventários ciclo de vida</i>	59
4.3.2	<i>Inventários do ciclo de vida das operações de gestão</i>	60
4.3.2.1	Recolha	61
4.3.2.2	Transporte em baixa	65
4.3.2.3	Estação de transferência.....	67
4.3.2.4	Transporte em alta	68
4.3.2.5	Estação de triagem	69
4.3.2.6	Digestão anaeróbia	70
4.3.2.7	Aterro	71
4.3.2.8	Compostagem	73
4.3.3	<i>Avaliação de impactes do ciclo de vida</i>	74
4.3.3.1	Alterações climáticas.....	75
4.3.3.2	Depleção de recursos abióticos	76
4.3.3.3	Formação de oxidantes fotoquímicos.....	76
4.3.3.4	Acidificação	77
4.3.3.5	Eutrofização	78
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	81
5.1	ANÁLISE INVENTÁRIO CICLO DE VIDA	81
5.1.1	<i>Cenário 1</i>	81
5.1.2	<i>Cenário 2</i>	83
5.1.3	<i>Cenário 3a</i>	86
5.1.4	<i>Cenário 3b</i>	88
5.1.5	<i>Cenário 3c</i>	90

5.1	AVALIAÇÃO DE IMPACTE DO CICLO DE VIDA POR AGREGADO DE OPERAÇÕES	92
5.1.1	<i>Gestão em Baixa (Recolha e Transporte em Baixa)</i>	93
5.1.2	<i>Gestão em alta (estação de transferência e transporte em alta)</i>	94
5.1.3	<i>Operações de valorização</i>	96
5.1.4	<i>Eliminação</i>	98
5.2	COMPARAÇÃO ENTRE CENÁRIOS DA AVALIAÇÃO DE IMPACTE CICLO DE VIDA	100
5.1	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE	102
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES PARA FUTUROS TRABALHOS	105
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	109
	ANEXO I – DESCRIÇÃO DAS FASES QUE COMPÕE A AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA... 115	
	ANEXO II.....	125

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 - Hierarquia dos processos de gestão (adaptado de DL n.º 73/2011).....	11
Figura 2.3 - Evolução do número de infraestruturas e equipamentos no último quinquénio (ERSAR 2007; ERSAR 2008; ERSAR 2009; ERSAR 2010; APA 2011b; ERSAR 2011).	28
Figura 2.4 – Caracterização física dos RU produzidos em Portugal em 2010 (adaptado de APA (2011c)).	30
Figura 2.5 – Evolução da produção de RU e capitação anual em Portugal Continental no período 2006-2010 (adaptado de APA (2011c))	31
Figura 2.6 - RU por operação de gestão para Portugal Continental, no ano de 2010 (adaptado de APA (2011c)).	32
Figura 2.7 – Percentagem de RU por operação de gestão, em Portugal Continental, entre 2006 e 2010 (adaptado de APA (2011c)).	32
Figura 3.1- Localização do Município de São João da Madeira	36
Figura 3.2 - Evolução demográfica do Município de São João da Madeira (INE)	37
Figura 3.3 – Densidades de edifícios habitacionais (INE 2011)	37
Figura 3.4 – Quantidades de RU indiferenciado recolhido no Município para o período 2005 – 2010 (ERSUC).....	39
Figura 3.5 – Quantidades recolhidas seletivamente no Município para o período 2007 – 2010 (ERSUC).....	39
Figura 3.6 – Capitações anuais para do Município (INE/ERSUC).....	40
Figura 3.7 - Caracterização física dos RU do município de São João da Madeira (adaptado de ERSUC (2011))	40
Figura 3.8 Diagrama operacional da Unidade de Tratamento Mecânico e Biológico (EGF 2006) ...	43
Figura 4.1 – Estrutura de uma ACV (ISO 2006b)	48
Figura 4.2 – Esquema genérico das Fronteiras do Sistema	51
Figura 4.3 – Fronteira do sistema para o cenário 1	55
Figura 4.4 – Fronteira do sistema para o cenário 2	57
Figura 4.5 – Fronteira do sistema para o cenário 3	58
Figura 4.6 – Balanço mássico do processo de separação mecânica (adaptado de EGF (2006)) ...	69
Figura 4.7 – Balanço mássico para a Digestão Anaeróbia (adaptado de EGF (2006))	70
Figura 4.8 – Diagrama do método de cálculo para o inventário de gases em aterro	72
Figura 5.1. Emissões poluentes e depleção de recursos abióticos referentes ao cenário 1. a poluentes gasosos; b depleção de recursos abióticos; c poluentes líquidos.	82
Figura 5.2. Emissões poluentes e depleção de recursos abióticos referentes ao cenário 2. a poluentes gasosos; b depleção de recursos abióticos; c poluentes líquidos.	84

Figura 5.3. Emissões poluentes e depleção de recursos abióticos referentes ao cenário 3a. a poluentes gasosos; b depleção de recursos; c poluentes líquidos.....	87
Figura 5.4. Emissões poluentes e depleção de recursos abióticos referentes ao cenário 3b. a poluentes gasosos; b depleção de recursos abióticos; c poluentes líquidos.	89
Figura 5.5. Emissões poluentes e depleção de recursos abióticos referentes ao cenário 3c. a poluentes gasosos; b depleção de recursos abióticos; c poluentes líquidos.	91
Figura 5.6 - Impactes ambientais por categoria das operações de recolha e transporte em baixa. a Alterações Climáticas; b Depleção de Recursos Abióticos; c Formação Oxidantes Fotoquímicos; d Acidificação; e Eutrofização	94
Figura 5.7 - Impactes ambientais por categoria para a estação de transferência e operação de transporte em alta. a Alterações Climáticas; b Depleção de Recursos Abióticos; c Formação de Oxidantes Fotoquímicos; d Acidificação; e Eutrofização.....	95
Figura 5.8 – Impactes ambientais por categoria para as operações de triagem, digestão anaeróbia e compostagem. a Alterações Climáticas; b Depleção de Recursos Abióticos; c Formação de Oxidantes Fotoquímicos; d Acidificação; e Eutrofização	97
Figura 5.9 - Impactes por categoria para a deposição em aterro de RU e do material proveniente da digestão anaeróbia. a Alterações Climáticas; b Depleção de Recursos Abióticos; c Oxidantes Fotoquímicos; d Acidificação; e Eutrofização	99
Figura 5.10 – Comparação de Impactes entre cenários por categoria relativamente à gestão de 1 tonelada de RU recolhido. a Alterações Climáticas; b Depleção de Recursos Abióticos; c Oxidantes Fotoquímicos; d Acidificação; e Eutrofização.....	101
Figura 5.11 – Análise de sensibilidade ao estudo para a categoria de eutrofização considerando o desvio de aterro do composto produzido por biometanização.	103

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 – Principais diretivas comunitárias para a gestão de resíduos.....	7
Tabela 2.2 – Documentação legal nacional para resíduos urbanos.....	7
Tabela 2.3 – Tipos de Resíduos (adaptado de DL n.º 73/2011).....	14
Tabela 2.4 - Operações de valorização de Resíduos (Excerto DL n.º 73/2011)	17
Tabela 2.5 - Operações de Eliminação (Excerto DL n.º 73/2011)	20
Tabela 2.6 – Panorama dos serviços de gestão de Resíduos Urbanos Indiferenciados (ERSAR 2011).....	25
Tabela 2.7 – Panorama dos serviços recolha seletiva Resíduos Urbanos ((ERSAR 2011)).	26
Tabela 2.8 – Fluxos especiais de Resíduos, Entidades Gestoras e Documentação Legal (APA 2011b).....	27
Tabela 2.9 – Produção e capitação de RU das recolhas indiferenciada e seletiva em Portugal Continental, no ano de 2010 (APA 2011c).	31
Tabela 2.10 - RU encaminhados para valorização orgânica, rejeitados, refugos e composto, em 2010 (APA 2011c).....	33
Tabela 3.1 – Instalações do Sistema Multimunicipal (ERSUC 2011)	42
Tabela 4.1 – Categorias de impacte utilizadas no estudo com respetivos fatores de caracterização e modelos de caracterização (adaptado de Heijungs et al. (1992))	54
Tabela 4.2 – Biblioteca de ICV do caso de estudo	60
Tabela 4.3 -Indicadores operacionais da recolha indiferenciada.....	62
Tabela 4.4 Indicadores operacionais da recolha seletiva de bioresíduos	64
Tabela 4.5 -Indicadores relevantes das recolhas indiferenciada e de bioresíduos para o cenário 3	64
Tabela 4.7 Indicadores operacionais do transporte em baixa	66
Tabela 4.7 – Indicadores relevantes para o transporte em baixa.....	67
Tabela 4.8 – Percentagem de RU enviado para a Estação de Transferência	68
Tabela 4.9 - Indicadores operacionais do transporte em alta	69
Tabela 4.10 – Percentagem de RU sujeito a separação mecânica.....	70
Tabela 4.11 – Percentagem de RU indiferenciado recolhido sujeito a digestão anaeróbia	71
Tabela 4.12 – Percentagem de RU recolhido depositado em aterro.....	73
Tabela 4.13 – Percentagem de RU recolhido sujeito a compostagem.....	74
Tabela 4.14 – Potenciais de Aquecimento Global (Guinée et al. 2001)	75
Tabela 4.15 – Potenciais de Depleção de Recursos Abióticos (Guinée et al. 2001)	76
Tabela 4.16 – Potenciais de Formação de Oxidantes Fotoquímicos (Derwent et al. 1996; Derwent et al. 1998).....	77
Tabela 4.17 – Potenciais de Acidificação (Huijbregts et al. 2000).....	78
Tabela 4.18 – Potenciais de Eutrofização (Heijungs et al. 1992; Guinée et al. 2001).....	78

LISTA DE ABREVIATURAS

AC	Alterações climáticas
ACD	Acidificação
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de Impactes do Ciclo de Vida
ANR	Autoridade Nacional dos Resíduos
APA	Agência Portuguesa do Ambiente
ARR	Autoridades Regionais dos Resíduos
AT	Deposição em aterro
C ₁	Circuito de recolha 1
C ₂	Circuito de recolha 2
C _{bior}	Circuito de recolha seletiva de bioresíduos
CBO	Carência bioquímica de oxigénio
CCDR	Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional
CDR	Combustível derivados de resíduos
CEE	Comunidade Económica Europeia
COV	Compostos orgânicos voláteis
CP	Compostagem
CQO	Carência química de oxigénio
CRU	Composto derivado da digestão anaeróbia de residuourbano indiferenciado
DA	Digestão anaeróbia
DR	Depleção de recursos abióticos
EGF	Empresa Geral do Fomento
ENRRUBDA	Estratégia Nacional para a Redução de Resíduos Urbanos Biodegradáveis Destinados a Aterro
ERSAR	Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos
ERSUC	Resíduos sólidos do centro, S.A.
ET	Estação de transferência
ET + TA	Estação de transferência e transporte em alta
ETAL	Estação de tratamento de águas e lixiviados
EU	Eutrofização
FOF	Formação de oxidantes fotoquímicos
FS	Fronteira do sistema
GEE	Gases de efeito de estufa
I&D	Investigação e Desenvolvimento
ICV	Inventário do ciclo de vida

INE	Instituto Nacional de Estatística
IPCC	International panel for climat changes
ISO	Organização Internacional para a Normalização
LCA	life cycle assessment
LER	Lista europeia dos resíduos
MAMAOT	Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território
MSW	Municipal solid waste
MTD	Conceito de melhores técnicas disponíveis
OAU	Óleos alimentares usados
PACD	Potencial de acidificação
PAG	Potencial de aquecimento global
PAG100	Potencial de aquecimento global para um horizonte temporal de 100 anos
PDR	Potencial de depleção de recursos abióticos
PERSU	Plano Estratégico para a Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos
PEU	Potencial de Eutrofização
PFOF	Potencial de formação de oxidantes fotoquímicos
PIP	Promoção da Política Integrada do Produto
PIRSUE	Plano de Intervenção de Resíduos Sólidos Urbanos e Equiparados
PNGR	Plano Nacional de Gestão de Resíduos
PPRU	Programa de Prevenção de Resíduos Urbanos
QREN	Quadro de Referência Estratégico Nacional
R + TB	Operações de recolha e transporte em baixa
RECOLTE	Recolha, Tratamento e Eliminação de Resíduos, S.A.
RU	Resíduos Urbanos
RUB	Resíduos Urbanos Biodegradáveis
SGRU	Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos
SIGR	Sistema de Gestão Integrada de Resíduos
SJM	São João da Madeira
SM	Separação Mecânica
T _{bior}	Veículo de recolha dos bioresíduos
T _{C1}	Veículo de recolha do circuito 1
T _{C2}	Veículo de recolha do circuito 2
TM	Tratamento Físico-Mecânico
TMB	Tratamento Mecânico-Biológico
UE	União Europeia
UF	Unidade Funcional
Val	Operações de Valorização
vkm	Veículo quilómetro

C_2H_4	Etileno
CH_4	Metano
CO	Monóxido de carbono
CO_2	Dioxido de carbono
N_2O	Oxido nitroso
NH_3	Amónia
NH_4^+	lão amónia
NO_3^-	lão nitrato
NO_x	Óxidos de azoto
N_{total}	Azoto total
PO_4^{3-}	lão fosfato
Sb	Antimónio
SO_2	Dióxido de enxofre

NOMENCLATURA

d_{TBc1}	Distância do transporte em baixa efetuada pelo veículo T_{c1}	[km]
d_{TBc2}	Distância do transporte em baixa efetuada pelo veículo T_{c2}	[km]
d_{TBbior}	Distância do transporte em baixa efetuada pelo veículo T_{cbior}	[km]
d_{bior}	Distância de recolha de bioresíduos	[km]
d_{SJM_ET}	Distância entre SJM e a estação de transferência	[km]
d_t	Distância média mensal percorrida pelos veículos de recolha	[km]
d_R	Distância percorrida pelos veículos nos circuitos de recolha	[km]
d_{Rc1}	Distância percorrida pelo veículo T_{c1} no circuito de recolha C_1	[km.carga ⁻¹]
d_{Rc2}	Distância percorrida pelo veículo T_{c2} no circuito de recolha C_2	[km.carga ⁻¹]
d_{Rcbior}	Distância de recolha de bioresíduos	[km.carga ⁻¹]
$\overline{F_{SJM_ETt}}$	Consumo médio de combustível para as deslocações de descarga	[L.km ⁻¹]
$\overline{F_r}$	Consumo de combustível em regime pára-arranca	[L.km ⁻¹]
$\overline{F_t}$	Consumo médio de combustível da frota	[L.km ⁻¹]
FE_{pk}	Emissão específica média do poluente p necessário para o processamento da UF pela operação k	[kg _p .UF ⁻¹]
$F_{s\&g}$	Fator de ónus do consumo pára-arranca	[-]
m_{bior3j}	Massa de bioresíduo produzida diariamente para o cenário 3j, com j=a, b, c	[ton.dia ⁻¹]
m_{Rc1}	Massa de RU recolhida diariamente pelo veículo T_{c1} no circuito de recolha C_1	[ton.carga ⁻¹]
m_{Rc2}	Massa de RU recolhida diariamente pelo veículo T_{c2} no circuito de recolha C_2	[ton.carga ⁻¹]
m_{Rcbior}	Massa de RU recolhida diariamente pelo veículo T_{bior} no circuito de recolha C_{bior}	[ton.carga ⁻¹]
m_{Rt}	Massa total de RU recolhida diariamente em SJM	[ton.dia ⁻¹]
M_{Rbior}	Capacidade de carga máxima do veículo de recolha dos bioresíduos	[ton.veículo ⁻¹]
M_{RTc1}	Capacidade mássica do veículo de recolha do circuito 1	[ton.veículo ⁻¹]
M_{RTc2}	Capacidade mássica do veículo de recolha do circuito 2	[ton.veículo ⁻¹]
M_{TA}	Capacidade mássica do veículo de transporte em alta	[ton.veículo ⁻¹]
P_{c1}	Fração de RU recolhido no circuito 1 relativamente ao total recolhido em SJM	[-]
P_{c2}	Fração de RU recolhido no circuito 2 relativamente ao total recolhido em SJM	[-]
P_{3j}	Fração de bioresíduos segregada na origem no cenário 3j, com j=a, b, c	[-]

r_{RU}	Taxa de compactação do RU no veículo de recolha	$[m^3/m^3]$
u_{c1}	Nº de descargas diárias do veículo que percorre o circuito i, com $i=1, 2, bior$	$[-]$
V_{Tc1}	Capacidade volúmica do veículo T_{C1}	$[m^3]$
V_{Tc2}	Capacidade volúmica do veículo T_{C2}	$[m^3]$
w_{bior}	Fração mássica de bioresíduo nos RU	$[-]$
ρ_{bior}	Massa volúmica dos bioresíduos	$[ton.m^{-3}]$
ρ_{RU}	Massa volúmica do resíduo urbano	$[ton.m^{-3}]$

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas tem-se assistido a um aumento considerável da produção Resíduos Urbanos (RU) tanto em quantidade global como *per capita*. Este facto tem contribuído para que a gestão de RU represente atualmente um dos maiores temas de debate público. De facto, a quantidade de RU produzido aumenta com o crescimento económico o que requer soluções de gestão eficientes (UNEP 2010). Assim são necessários estudos para analisar soluções de gestão RU que satisfaçam não só aspetos sanitários económicos e sociais, como também ambientais.

Diversas agências governamentais e organizações internacionais têm estabelecido políticas relativas aos RU para reduzir os impactes ambientais da sua gestão. Em Portugal foi criada a segunda versão do Plano Estratégico para a Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU II) de forma a alcançar as metas estabelecidas pela Comissão Europeia para aterros e relativo a embalagens (Diretiva 1999/31/EC e Diretiva 2004/12/CE). A aplicação destas medidas requer o desenvolvimento de novas alternativas para melhorar a desempenho ambiental dos atuais sistemas. No entanto, é importante referir que estudos sobre o impacte inerente à gestão de RU em Portugal são escassos (Magrinho et al. 2006).

Existem diversas ferramentas para avaliar impactes ambientais associados à gestão de RU, sendo a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) uma das utilizadas com mais frequência. A preferência pela utilização da metodologia ACV deve-se à possibilidade de avaliar os impactes ambientais associados a um produto ou processo, através da compilação dos fluxos de entrada e saída de materiais e energia, ao longo de todo o seu ciclo de vida, isto é, desde a extração de matérias-primas até à deposição final no ambiente (ISO 2006b). Assim, a ACV pode constituir uma importante ferramenta no apoio à decisão em matéria da avaliação ambiental das diferentes opções disponíveis ao nível de gestão, processos ou técnicas de tratamento de RU (Matos et al. 2007).

A aplicação da ACV deverá ser específica a um município/região uma vez que nem sempre os resultados adquiridos podem ser transferidos para outras realidades (Pires et al. 2011a). Desta forma este estudo pretende, através da ACV, avaliar os impactes ambientais associados a diferentes alternativas de gestão de RU para o caso específico do município de São João da Madeira.

1.1 RELEVÂNCIA DO TEMA E MOTIVAÇÃO

Um dos problemas mais relevantes da gestão de RU em Portugal reside na quantidade elevada de resíduos depositados em aterro, cabendo às autarquias, através dos cidadãos, a fatura a pagar. Neste sentido a legislação nacional relativa a aterros (DL 183/2009) estabelece que até Julho de 2013, os resíduos urbanos biodegradáveis (RUB) destinados a aterro devem ser reduzidos para 50 % da quantidade total, em peso, dos RUB produzidos em 1995. Para 2021, a quantidade de RUB não poderá ultrapassar os 35%. As soluções de gestão que têm sido avançadas com vista a alcançar os objetivos fixados assentam no PERSU II, contudo pensa-se que existem soluções alternativas mais eficientes sob o ponto de vista económico, social e ambiental para as autarquias, que para o efeito necessitam de se envolver na referida gestão.

É portanto necessário por um lado reduzir a quantidade total de RU e por outro desviar de aterro a fração de resíduos suscetíveis de valorização material (papel, vidro, metais, plástico) e valorização orgânica (restos de alimentos, resíduos de jardinagem). Sugere-se que este último tipo de valorização deva ser mais explorado, visto que, a fração atualmente definida como bioresíduos, constitui 35% a 40%, em massa, do total dos RU produzidos (APA 2011c). Além do mais, no âmbito do Programa de Prevenção de Resíduos Urbanos (Despacho 3227/2010), os bioresíduos são a fração dos RU passível de maior redução com os evidentes reflexos de diminuição dos custos de gestão.

O desafio está na criação de estratégias multimunicipais, intermunicipais e municipais que visem a adaptação e cumprimento das políticas da União Europeia, tendo em conta as especificidades características de cada município/região.

Esta linha de pensamento está ser seguida, com relativo interesse, por parte de alguns grupos de investigação, muitas das vezes em parcerias com autarquias, de forma a elaborarem estudos que avaliem os desempenhos ambientais das opções de gestão utilizadas atualmente e das possíveis alternativas de forma a identificarem os modelos de gestão mais adequados a cada realidade, utilizando como ferramenta de avaliação a metodologia de ACV (Arena et al. 2003; Bovea et al. 2006; Güereca et al. 2006; den Boer et al. 2007; Winkler et al. 2007; Boldrin et al. 2011). Em Portugal, este tipo de estudos, aplicados à gestão de resíduos, são escassos, encontrando-se disponíveis na literatura poucos documentos (Xará et al. 2005; Matos et al. 2007; Pires et al. 2011a).

O concelho de São João da Madeira (SJM), não usufrui atualmente de um modelo de recolha de bioresíduos. Contudo, está a ser implementado um projeto-piloto de compostagem doméstica, além de, na área de educação ambiental, incluir no programa municipal cadernos pedagógicos abordando o mesmo tema. Estando ambas as

iniciativas integradas na Agenda XXI Local (www.cm-sjm.pt), estes projetos denotam proatividade na criação de estratégias e políticas sustentáveis de gestão de RU. Ao aliar os fatores anteriormente referidos com as características geográficas do concelho, formado por apenas uma freguesia, com uma área de aproximadamente 8km² de malha urbana, estão reunidas condições para tornar SJM como um caso de estudo na criação de um modelo de gestão de RU.

A motivação na elaboração deste trabalho está possibilidade de estudar alternativas que visem o aumento da quantidade de RUB desviado de aterro, para que sejam cumpridas as metas propostas pela UE, e paralelamente aumentar os valores nacionais de reciclagem, através da valorização da fração orgânica de resíduos, mencionada anteriormente. No ponto de vista do autor, esta deverá ser uma linha prioritária a seguir no futuro próximo, para uma gestão de RU em Portugal mais eficiente e sustentável.

1.2 OBJETIVOS E ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

O objetivo fundamental do presente estudo prende-se com uma avaliação de desempenho ambiental de três cenários de gestão de RU (indiferenciados) para o município de São João da Madeira, usando a metodologia ACV. Os referidos cenários são:

- Cenário 1: envio direto para aterro dos RU recolhidos (modelo atual de gestão);
- Cenário 2: integração de uma unidade de tratamento mecânico e biológico (TMB), que processa a triagem dos resíduos indiferenciados recolhidos (modelo a ser implementado num futuro muito próximo);
- Cenário 3: recolha seletiva de uma fração dos bioresíduos produzidos atualmente no município. Os restantes RU indiferenciados são conduzidos à unidade TMB. Dentro deste cenário foram analisados três “sub-cenários”: 3a, 3b e 3c, correspondentes à recolha de 10%, 25% e 50% dos RUB, respetivamente.

Pode definir-se como objetivo específico deste trabalho a avaliação dos impactes ambientais dos diferentes cenários para as categorias:

- Alterações climáticas;
- Depleção de recursos abióticos;
- Formação de oxidantes fotoquímicos;

- Acidificação;
- Eutrofização.

O presente trabalho encontra-se estruturado em 6 capítulos: i) começando com uma breve introdução do tema da dissertação e os seus objetivos (Capítulo 1); ii) abordando de seguida a problemática da gestão dos RU (Capítulo 2); iii) caracterizando o município de São João da Madeira (Capítulo 3), iv) aplicando e a metodologia ACV ao caso de estudo (Capítulo 4); v) apresentando os resultados assim como a discussão dos mesmos (Capítulo 5); vi) e por fim as principais conclusões do estudo, limitações e propostas para trabalhos futuros (Capítulo 6).

2 ENQUADRAMENTO TÉCNICO E TEÓRICO DA GESTÃO DE RESÍDUOS URBANOS

Com este capítulo pretende-se providenciar elementos para uma melhor compreensão da temática dos resíduos urbanos (RU). Assim, o primeiro elemento em análise é a gestão destes resíduos, com o intuito de demonstrar a importância que representa para a sociedade atual. Em seguida é feito um enquadramento jurídico-legal e estratégico das atuais políticas de gestão de RU aplicadas na Europa e em particular em Portugal. Também é abordado o conceito de hierarquias da gestão de RU, sendo abordadas as alternativas tecnológicas com menor impacto ambiental, económico e social. Por fim, apresenta-se uma descrição sobre as operações que usualmente integram um modelo de gestão de RU.

2.1 GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS URBANOS

Segundo Wilson (2007), a gestão de resíduos urbanos tem como finalidade conjugar condições que promovam: (i) a conservação a saúde pública, (ii) a preservação ambiental, (iii) a transformação de resíduos em recursos, (iv) a aplicação de soluções “fim-de-linha” para os materiais, (v) a responsabilidade da gestão por parte das municípios e (vi) sensibilização e envolvimento da população. A gestão de resíduos é, portanto, processo complexo, pois envolve um número considerável e diverso de técnicas, cada uma utilizando múltiplas tecnologias. Do ponto de vista legislativo, a gestão de RU deve ser executada seguindo diretivas legais e sociais impostas, que fomentam a proteção do ambiente e saúde pública, sem descurar a viabilidade económica. Para haja uma lógica responsável de encadeamento de atividades aplicadas aos resíduos, desde a sua produção até ao seu destino final, são necessárias conjugações de disciplinas de conhecimentos díspares, tais como, engenharia, jurídica, arquitetura, administrativa, projetista e financeira. A comunicação e interação constantes entre estas disciplinas, quando efetuadas de forma coerente e para o mesmo objetivo, constituem um facto chave para um Sistema de Gestão Integrada de Resíduos (SGIR) bem-sucedido (Tchobanoglous et al. 2002).

O SGIR é o equivalente a um quadro de referência, utilizado tanto na fase de projeto e implementação de novos sistemas de gestão de resíduos, bem como na análise e otimização de sistemas já existentes (UNEP 2005).. Para o desenvolvimento de um SGIR consistente, Pires et al. (2011b) definem como necessário promover algumas etapas, das quais se destacam:

- Aprofundamento ou criação de modelos de gestão de resíduos, que abranjam áreas multifacetadas como economia, ambiente, componente social, ecológica, política cultural e de gestão, de modo a avaliar a sustentabilidade dos atuais ou futuros sistemas;
- Providenciar ferramentas que, de forma sinérgica, permitam quantificar as incertezas associadas aos aspetos económicos, ambientais, ecológicos, políticos, sociais, culturais e administrativos, relacionados com a gestão de resíduos;
- Aplicar técnicas de análise que incorporem ferramentas de avaliação (e.g. análise de fluxo de materiais, avaliação do ciclo de vida) e modelos técnicos que promovam a otimização do desempenho dos sistemas atuais e as potencialidades atingíveis;
- Compilar os impactes de todas as alternativas de gestão de resíduos de forma a constituírem parte integrante das análises que conduzem às tomadas de decisão e formulação de políticas;
- Utilização de suportes informáticos para melhor avaliar e reportar os dados inerentes à gestão;
- Conduzir análises custo benefício ligados à conservação de recursos e medidas preventivas, incorporando nos estudos elementos económicos, ambientais e sociais.

O presente estudo tem como intuito abordar a maior parte dos elementos descritos anteriormente, analisando as atuais políticas aplicadas à gestão de resíduos, os elementos técnicos e teóricos das operações de gestão e a utilização de uma ferramenta de avaliação, de forma a providenciar uma análise orientada para uma componente ambiental de diferentes alternativas de gestão aplicadas a um caso de estudo.

2.2 DOCUMENTAÇÃO LEGAL E ESTRATÉGICA

A maior parte da legislação nacional em matéria de resíduos tem como base as linhas orientadoras publicadas por Bruxelas sob a forma de Diretivas.

Na Tabela 2.1 estão sintetizadas os principais documentos de legislação comunitária relativos a resíduos, ordenadas cronologicamente

Tabela 2.1 – Principais diretivas comunitárias para a gestão de resíduos

Diretiva do Concelho 75/442/CEE de 15 de julho	Primeira diretiva europeia relativa a resíduos; Definição de resíduo e as condições de eliminação; Frisa a necessidade da criação de um catálogo europeu de resíduos
Diretiva 94/62/EC de 20 de dezembro	Direciona os países da Comunidade Económica Europeia (CEE) no sentido de sociedades de reciclagem, especificamente de resíduos de embalagens, de forma evitar ou reduzir o impacte no ambiente; Primeiras referências aos princípios de prevenção e reutilização de resíduos.
Diretiva 99/31/CE	Estipula a necessidade de criação de regras para a deposição de resíduos em aterro; Define a necessidade de elaboração de planos estratégicos estipulando metas para o desvio de bioresíduos de aterro.
Diretiva 2004/12/CE de 11 de fevereiro	Definição mais clara do conceito de embalagens; Imposição aos estados membros de metas de reciclagem e valorização de resíduos de embalagens.
Diretiva 2006/12/CE de 5 de abril	Sucessora das diretrizes de 1975; Apresenta uma definição mais contemporânea de conceitos-chave relativos a resíduos; Imputa a necessidade de regulamentação eficaz e coerente das operações de gestão.
Diretiva 2008/98/CE	Atualização da Diretiva 2006/12/CE; Clarifica conceitos-chave, como a definição geral de resíduos e ainda das operações de valorização e eliminação; Estabelece como princípio obrigatório uma hierarquização clara das operações de gestão de resíduos.

Na Tabela 2.2 estão apresentados e explicados os principais documentos legais nacionais publicados, desde a publicação da 1ª Lei-quadro de resíduos até ao ano de 2011, bem como as diretivas europeias orientadoras que estiveram desses documentos. Na tabela, também vêm mencionadas as principais estratégias e planos estratégicos nacionais relativos a RU.

Tabela 2.2 – Documentação legal nacional para resíduos urbanos

Decreto-Lei n.º 488/85 de 25 de novembro	1ª Lei-quadro de resíduos publicada em Portugal; Primeiro conceito de resíduos, e de alguns princípios básicos inerentes à sua gestão (como a recolha, armazenamento, transporte e eliminação ou reutilização de resíduos pelos seus detentores); Define claramente as competências e responsabilidades intrínsecas à gestão de resíduos, tanto a nível central como local; Prevê a elaboração de inventários e registos relativos às produções e tratamento de resíduos.
Decreto-Lei n.º 310/95 de 20 de novembro (revogou o Decreto Lei.º 488/85 e transpõe as Diretivas n.ºs 91/156/CEE e 91/689/CEE)	2ª Lei-quadro de resíduos; Enfoca a responsabilidade da gestão dos resíduos ao produtor/detentor; Explica necessidade de licenciamento das operações de eliminação e tratamento de resíduos e a obrigatoriedade da criação de registos; Estipula a necessidade de criação de planos de gestão de resíduos no âmbito nacional e setorial

	Está na base da criação do Plano Estratégico para a Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU)
Decreto-Lei n.º 23/97 de 9 de setembro	3ª Lei-quadro de resíduos; Tem como um dos objetivos providenciar base jurídica para uma aplicação eficiente do PERSU; Define que a responsabilidade pela gestão dos RU recai sobre os municípios, não isentando os municípios do pagamento das taxas e tarifas procedentes da gestão.
Decreto-Lei n.º 366-A/97 de 20 de dezembro (transpõe Diretiva n.º 94/62/CE)	Define princípios e normas aplicáveis ao sistema de gestão de embalagens e resíduos de embalagens; Estipula diversas metas de reciclagem e valorização, mais tarde revistas pelo Decreto-Lei n.º 92/2006 de 25 de maio.
Decreto-Lei n.º 152/2002 de 23 de maio (transpõe Diretiva n.º 1999/31/CE)	Determina normas específicas aplicáveis em matéria de instalação, exploração, encerramento e manutenção pós-encerramento para as diferentes classes de aterros; Conjetura a elaboração da Estratégia Nacional para a Redução de Resíduos Urbanos Biodegradáveis Destinados a Aterro (ENRRUBDA).
Portaria n.º 209/2004 de 3 de março	Transpõe a Lista Europeia dos Resíduos (LER), aprovada pela Decisão da Comissão 2000/532/ CE, para o direito interno Convenciona o quadro das operações de eliminação e valorização de resíduos
Decreto-Lei n.º 85/2005 de 28 de abril (transpõe a Diretiva n.º 2000/76/CE)	Restabelece o regime legal da incineração e coincineração de resíduos; Estipula as normas técnicas de funcionamento das instalações, bem como as regras para o licenciamento das mesmas.
Decreto-Lei n.º 178/2006 de 5 de setembro (transpõe Diretiva n.º 2006/12/CE)	4ª Lei-quadro dos resíduos Concede especial enfoque a todas as operações de gestão, bem como às operações de descontaminação de solos, à monitorização dos locais de deposição após o encerramento; Define alguns princípios importantes, tais como: i) o da responsabilidade pela gestão; ii) da prevenção e redução; iii) hierarquia das operações de gestão de resíduos; Simplifica os procedimentos de licenciamento; Prevê a publicação de um novo Plano Estratégico para a Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU II).
Decreto-Lei n.º 183/2009 de 10 de agosto	Novo regime jurídico da deposição de resíduos em aterro; Estipula princípio da hierarquia das operações de gestão de resíduos, com o intuito de prevenir a deposição em aterro de materiais com potencial para reciclagem ou outro tipo de valorização; No caso concreto da deposição em aterro de RUB, o documento introduz um alargamento dos prazos previstos para o cumprimento das metas propostas no Decreto-Lei n.º 152/2002, revogando consequentemente este documento.
Decreto-lei n.º 73/2011 de 17 de junho (transpõe a Diretiva n.º 2008/98/CE)	Clarifica alguns conceitos, com especial ênfase para a distinção entre valorização e eliminação de resíduos, com base numa diferença efetiva em termos de impacte ambiental; No que concerne ao mercado organizado de resíduos, ocorre uma alargamento do setor abrangendo as entidades e empresas associadas aos subprodutos, materiais reciclados e resíduos perigosos, bem como uma simplificação dos processos de licenciamento; Introduz o mecanismo da responsabilidade alargada do produtor de forma a ter em conta o ciclo de vida dos produtos e materiais com vista a uma utilização eficiente dos recursos.

Estratégias e Planos Estratégicos

Plano Estratégico para a Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos PERSU (1996)	Tem como principal objetivo de encerrar todas as lixeiras a céu aberto existentes no país no prazo de 10 anos, e a construção de infraestruturas e disponibilização de equipamento que promovessem o tratamento e/ou eliminação controlada de resíduos.
Estratégia Nacional para a Redução de Resíduos Urbanos Biodegradáveis Destinados a Aterro ENRRUBDA (2003)	Define princípios orientadores como a recolha seletiva da matéria orgânica, a construção de novas unidades de valorização, a otimização das unidades existentes ou projetadas, a produção gradual de composto de qualidade, a partir da recolha seletiva.
Plano de Intervenção de Resíduos Sólidos Urbanos e Equiparados (PIRSUE) 2006	Tem como objetivo fomentar o cumprimento das medidas de prevenção e valorização; prevê intervenções em 5 eixos distintos, nos quais se incluíam: i) a deposição em aterro; ii) a separação/valorização de RU e equiparados; iii) a valorização multimaterial, orgânica e energética; iv) a integração dos sistemas de gestão de RU; v) a elaboração de planos de gestão de RU.
Plano Estratégico para a Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos II (PERSU II) 2007	Instrumento de gestão de RU para o período de referência 2007-2016; Revê de forma mais ambiciosa as intervenções e metas propostas pelo PIRSUE, relativamente prevenção e valorização multimaterial de RU, bem com da ENRRUBDA, antevendo uma aposta forte em unidades de compostagem, digestão anaeróbia e tratamento mecânico e biológico (TMB); A necessidade de tirar o maior proveito dos fundo comunitários, permitiu a formulação das extensas transformações propostas no PERSU II, aplicando o investimento nos sistemas multimunicipais e intermunicipais, mas também nos serviços da administração pública central, no municípios e nas empresas municipais e intermunicipais.
Estratégia para os Combustíveis Derivados de Resíduos 2009	Surge na sequência e em complemento do PERSU II; Apresenta o enquadramento para a produção e utilização de CDR Prevê medidas de incentivo aos agentes produtores através do reforço dos instrumentos económicos e fiscais, na simplificação do licenciamento de unidades de produção e na divulgação e sensibilização dos potenciais utilizadores, especialmente da indústria e do setor energético, durante o período de 2009-2020.
Programa de Prevenção de Resíduos Urbanos (PPRU) 2010	Integrado no âmbito do PERSU II; Propostas ações para a operacionalização e monitorização da prevenção de RU produzidos em Portugal; Conjunto de medidas de prevenção a aplicar, diferenciadas consoante o fluxo materiais; Define as metas quantitativas e qualitativas a atingir no período 2009-2016.
Plano Nacional de Gestão de Resíduos (PNGR) 2011	Relativo ao período de 2011-2020; Pretende integrar uma nova visão para a gestão de resíduos, direcionada a uma economia tendencialmente circular, otimizando a incorporação dos recursos materiais e energéticos na produção de bens e produtos, sempre que económica e tecnologicamente viável; Para tal prevê a aplicação de metodologias específicas de Análise de Ciclo de Vida (ACV) e/ou Análise de Custo/Benefício (ACB).

Em suma, é notória a evolução da política de resíduos em Portugal nos últimos 20 anos, alavancada especialmente pelas diretrizes europeias. De uma área de atividade confusa e negligenciada no passado, hoje encontra-se em constante modificação, atingindo patamares de elevada organização, fiscalização e modernidade. No entanto, ainda a uma certa distância de atingir as potencialidades económicas, ambientais e sociais necessárias para obter uma conotação de ideal de sustentabilidade.

2.3 HIERARQUIA DE OPÇÕES DE GESTÃO

Para que a gestão de RU seja o mais sustentável possível deve seguir-se uma hierarquia de operações que visam minorar o seu impacte ambiental, económico e social. Segundo os critérios definidos no Decreto-Lei n.º 73/2011 de 17 de junho, que transpõe os conceitos da União Europeia (Diretiva 2008/98/CE), devem ser consideradas 5 opções para a gestão de RU, devendo ser dada prioridade às soluções que produzam o melhor resultado global em termos ambientais. Estas opções são:

- Prevenção
- Reutilização
- Reciclagem / Compostagem
- Outros tipos de valorização (incluindo recuperação energética)
- Eliminação

Destes processos a Prevenção deverá ser considerada prioritária, e a Eliminação o processo a utilizar em última instância, isto é, quando não haja viabilidade técnica e financeira para empregar outro tipo de processo de tratamento. A disposição da hierarquia destes processos está estreitamente relacionada com a recuperação e valorização de material, sendo que, quando se aplica a Prevenção é crível definir-se que não ocorreu produção de resíduo, e conseqüentemente não se verifica perda de material. O aumento da perda de material evolui progressivamente pelos processos, culminando com máximo impacte na eliminação, para qual a valorização dos resíduos é nula (Figura 2.1). Esta metodologia promove a valorização de resíduos e incentiva a utilização de materiais resultantes da valorização, com a finalidade de preservar os recursos naturais.

A prevenção de resíduos pode ser definida como um conjunto de medidas tomadas antes de uma substância, material ou produto se ter transformado em resíduo. Tendo em conta a comunicação da comissão europeia relativa à Estratégia Temática de

Prevenção e Reciclagem de Resíduos (COM (2005) 666), só se pode alcançar medidas eficazes de prevenção influenciando decisões práticas tomadas em várias fases do ciclo de vida: o modo como um produto é concebido, fabricado, disponibilizado ao consumidor e finalmente utilizado. Estas medidas têm como principal objetivo reduzir a quantidade de resíduos, com o prolongamento do tempo de vida dos produtos ou na reutilização dos mesmos, e ainda a redução dos impactes adversos no ambiente e na saúde humana resultantes dos resíduos gerados. Para além da estratégia europeia referida anteriormente, em 2005 foi publicada a Estratégia para a utilização sustentável dos recursos naturais (COM (2005) 670), que conjugada com outras ferramentas importantes, como a política integrada dos produtos (COM (2001) 68) através da atribuição do rótulo ecológico (Regulamento (CE) n.º 1980/2000), da diretiva de Prevenção e Controlo Integrados da Poluição (Directiva 2008/1/CE) e da utilização dos documentos de referência das melhores técnicas disponíveis aplicadas à gestão de resíduos (BREF –tratamento de resíduos), fornecem um importante enquadramento para a prevenção de resíduos (APA 2008).



Figura 2.1 - Hierarquia dos processos de gestão (adaptado de DL n.º 73/2011)

A prevenção de resíduos pode ser definida como um conjunto de medidas tomadas antes de uma substância, material ou produto se ter transformado em resíduo. Tendo em conta a comunicação da comissão europeia relativa à Estratégia Temática de Prevenção e Reciclagem de Resíduos (COM (2005) 666), só se pode alcançar medidas eficazes de prevenção influenciando decisões práticas tomadas em várias fases do ciclo de vida: o modo como um produto é concebido, fabricado, disponibilizado ao consumidor e finalmente utilizado. Estas medidas têm como principal objetivo reduzir a quantidade de resíduos, com o prolongamento do tempo de vida dos produtos ou na reutilização dos mesmos, e ainda a redução dos impactes adversos no ambiente e na saúde humana resultantes dos resíduos gerados. Para além da estratégia europeia

referida anteriormente, em 2005 foi publicada a Estratégia para a utilização sustentável dos recursos naturais (COM (2005) 670), que conjugada com outras ferramentas importantes, como a política integrada dos produtos (COM (2001) 68) através da atribuição do rótulo ecológico (Regulamento (CE) n.º 1980/2000), da diretiva de Prevenção e Controlo Integrados da Poluição (Directiva 2008/1/CE) e da utilização dos documentos de referência das melhores técnicas disponíveis aplicadas à gestão de resíduos (BREF –tratamento de resíduos), fornecem um importante enquadramento para a prevenção de resíduos (APA 2008).

A nível nacional são contemplados no PERSU II, mecanismos para a prevenção de resíduos, onde se destacam:

- Promoção da Política Integrada do Produto (PIP), direcionada para a vertente do *ecodesign* com a aplicação de instrumentos de carácter voluntário, tais como a implementação de sistemas de gestão ambiental ou a adesão ao rótulo ecológico para determinados tipos de produtos ou serviços;
- Reforço do Investimento em Investigação e Desenvolvimento (I&D), que contempla novamente o *ecodesign*, mas também abrange o conceito de melhores técnicas disponíveis (MTD) aplicáveis no domínio na fabricação dos produtos/bens de consumo e nas operações de gestão de resíduos, com principal enfoque nos RU.
- Promoção do eco-consumo e de outras medidas de carácter individual do cidadão, por recurso à verificação do cumprimento da legislação e na adoção de medidas de sensibilização/informação dos consumidores com intuito de alterar os atuais padrões generalizados de consumo a nível nacional.

Ainda no seguimento do PERSU II, foi publicada em 2009 uma proposta de Programa de Prevenção de Resíduos Urbanos (INETI 2009), posteriormente aprovado com o Despacho n.º 3227/2010, propondo medidas, mecanismos, metas e ações para a operacionalização e monitorização da prevenção de RU produzidos em Portugal, com principal incidência na quantidade e perigosidade dos mesmos.

Quando o produto ou componente servem a sua função é necessário avaliar se é possível a sua reutilização. Este conceito baseia-se em qualquer operação valorização que consistem no controlo, limpeza ou reparação, mediante a qual produtos ou componentes, que não sejam considerados resíduos, são reintroduzidos nos circuitos de produção ou de consumo para uma utilização análoga, sem que haja alterações de substância (Matos 2009).

Quando qualquer produto ou componente se converte num resíduo sem que haja possibilidade reutilização, este deve ser sujeito a um processo de reciclagem. Este conceito está definido no Decreto-lei n.º 73/2011 de 17 de junho, e é aplicável para qualquer operação de valorização, através do qual se procede à transformação de materiais constituintes de resíduos em matérias-primas que possibilitem sua utilização na fabricação de novos produtos, materiais ou substâncias.

A valorização multimaterial a valorização orgânica são dois tipos de operações abrangidas pelo conceito de reciclagem. A reciclagem multimaterial é direcionada para materiais pouco suscetíveis a grandes alterações na sua composição ao longo do reprocessamento (por ex. plástico e vidro). Por outro lado, a valorização orgânica refere-se à utilização da fração orgânica dos resíduos, através de processos anaeróbios ou aeróbios, obtendo-se como produto final um composto.

Na definição legal portuguesa de reciclagem (DL n.º 73/2011) não estão contempladas operações de valorização energética, o reprocessamento em materiais que devam ser utilizados como combustível, nomeadamente CDR, nem em operações de enchimento. Estas operações encontram-se num patamar inferior da pirâmide das hierarquias de resíduos (Figura 2.1) a que se denominou de “Outros Tipos de Valorização”. Geralmente está associada à combustão controlada de resíduos para os quais não haja exequibilidade técnica e a viabilidade económica para aplicar processos de reciclagem. Assim, a energia calorífica contida nos resíduos é recuperada termicamente e transformada em energia elétrica.

Por fim, sobram as operações de eliminação para as quais a valorização é mínima e advém uma acentuada perda de materiais. Deve ser aplicada em última instância apenas às frações de resíduos que não contemplem alternativas de tratamento referidas anteriormente. São operações que visam dar um destino final adequado aos resíduos, sem descuidar um tratamento prévio de forma a minimizar o seu impacto ambiental e na saúde pública. A deposição de resíduos em lixeiras constitui a última opção de gestão sendo precedida pelo confinamento técnico em aterros, que possibilita a recuperação de biogás e controlo de lixiviados, implicando um impacto significativamente inferior.

2.4 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS URBANOS

O Decreto-Lei n.º 73/2011 de 17 de Junho define como resíduo “quaisquer substâncias ou objetos de que o detentor se desfaz ou tem a intenção ou a obrigação de se desfazer”. O mesmo diploma especifica a classificação a atribuir aos resíduos consoante a sua origem e características (ver Tabela 2.3).

Tabela 2.3 – Tipos de Resíduos (adaptado de DL n.º 73/2011)

Classificação	Características
Resíduos Agrícolas	provenientes de exploração agrícola e ou pecuária ou similar
Resíduos de Construção e Demolição	provenientes de obras de construção
Resíduos Hospitalares	resultantes de atividades de prestação de cuidados de saúde a seres humanos ou a animais, nas áreas da prevenção, diagnóstico, tratamento, reabilitação ou investigação e ensino, bem como de outras atividades envolvendo procedimentos invasivos, tais como acupuntura, piercings e tatuagens
Resíduos Industriais	gerados em processos produtivos industriais, bem como o que resulte das atividades de produção e distribuição de eletricidade, gás e água
Resíduos Urbanos	proveniente de habitações bem como outro resíduo que, pela sua natureza ou composição, seja semelhante ao resíduo proveniente de habitações
Resíduo Inerte	que não sofre transformações físicas, químicas ou biológicas importantes e, em consequência, não pode ser solúvel nem inflamável, nem ter qualquer outro tipo de reação física ou química, e não pode ser biodegradável, nem afetar negativamente outras substâncias com as quais entre em contacto de forma suscetível de aumentar a poluição do ambiente ou prejudicar a saúde humana, e cuja lixiviabilidade total, conteúdo poluente e ecotoxicidade do lixiviado são insignificantes e, em especial, não põem em perigo a qualidade das águas superficiais e ou subterrâneas
Resíduos Perigosos	resíduo que apresente uma ou mais das características de perigosidade, mais concretamente que seja classificado como explosivo, comburente, cancerígeno, corrosivo, infeccioso, tóxico para a reprodução, mutagénico, sensibilizante, ecotóxico, que em contacto com a água, o ar ou um ácido libertam gases tóxicos ou muito tóxicos e substância suscetíveis de após eliminação darem origem a outra das substâncias anteriormente referenciadas

Uma identificação e classificação mais específica dos resíduos podem ser encontradas na já mencionada Lista Europeia dos Resíduos (LER), adaptada à normativa nacional pela Portaria n.º 209/2004, de 3 de Março, que visa facilitar um perfeito conhecimento pelos agentes económicos do regime jurídico a que estão sujeitos.

Na LER estão distinguidas, por capítulos, 20 categorias diferentes. Ao presente estudo interessa o capítulo 20 que faz referência ao Resíduos Urbanos e equiparados, para a qual estão comportadas 40 entradas, subdivididas por 3 grupos distintos, designadamente: i) Frações recolhidas seletivamente; ii) Resíduos de jardins e parques; iii) Outros resíduos urbanos e equiparados.

A necessidade de gerir de forma sustentável o diversificado grupo de substâncias consideradas como RU, levou à criação de fluxos específicos de resíduos, que não representa nada mais do que a categoria de resíduos cuja proveniência é transversal às várias origens ou setores de atividade, sujeitos a uma gestão específica (DL 73/2011). Geralmente a responsabilidade da gestão deste tipo específico de resíduos assenta

primordialmente no seu produtor. É ao produtor que recai a responsabilidade de efetuar a segregação na origem por componente e posteriormente encaminhar o resíduo para locais de armazenagem específicos. A responsabilidade por transportar e tratar estes resíduos recai a uma entidade específica, licenciada para o efeito. Como exemplos de fluxos específicos, tem-se as embalagens, óleos alimentares usados, equipamentos elétricos e eletrónicos (REEE), etc.

2.5 OPERAÇÕES DE GESTÃO DE RESÍDUOS URBANOS

A gestão de RU é um processo complexo, pois envolve uma grande variedade de tecnologias e áreas científicas. Todos os processos associados à gestão de resíduos devem seguir as orientações legais e técnicas que fomentam a proteção da saúde pública e ambiente, não descurando componentes económicos e estéticos aceitáveis. Para que haja uma gestão bem-sucedida é igualmente necessária uma comunicação e interação interdisciplinares constantes e positivas (Tchobanoglous et al. 2002).

O Decreto de Lei n.º 73/2011 de 17 de Junho define como gestão de RU “todas as operações relacionadas com as atividades de recolha, o transporte, a valorização e a eliminação dos resíduos provenientes de habitações bem como outros resíduos que, pela sua natureza ou composição, sejam semelhantes aos resíduos provenientes das habitações”. Também está conjeturada a necessidade de elaboração de planos que analisem a situação da atual gestão nacional de resíduos, a definição de medidas a adotar para melhorar o tratamento de resíduos e a avaliar se a sua aplicação se coaduna com os objetivos pretendidos.

Nesta secção será feita uma breve resenha das principais atividades de gestão e a análise do funcionamento de algumas das operações a que os sistemas de gestão de RU nacionais mais recorrem.

2.5.1 RECOLHA

A recolha consiste na coleta de RU e inclui a triagem e o armazenamento preliminares para fins de transporte para uma instalação de tratamento (DL n.º 73/2011). A recolha procede-se nos locais onde os RU estão alocados ou temporariamente armazenados após a rejeição pelos anteriores detentores, e processa-se utilizando veículos dotados de dispositivos e carga, geralmente munidos com compactadores. Estes transportam os resíduos para locais de tratamento ou, quando a distância a percorrer entre o local de recolha e de destino é elevada, para estações de transferência onde posteriormente são

encaminhados novamente por veículos de maior capacidade. A forma como os materiais são recolhidos e triados, determina qual das opções de gestão subsequentes representa a solução viável, com vista à sustentabilidade económica e ambiental (McDougall et al. 2001). Além disso, um sistema de recolha e armazenamento de RU bem planeado e eficiente evita, à partida, problemas relativos à saúde pública e não causa impactes negativos no bem-estar social (UNEP 2005).

Uma boa rede de equipamentos de alocação é essencial para a operação de recolha. Estes equipamentos de armazenagem temporária de RU podem variar de tamanho, consoante a localização e respetiva densidade populacional e de função, consoante o tipo de resíduo que vão receber. A função de cada equipamento também influencia o tipo de recolha a que vai estar sujeito, existindo contentores onde são depositados resíduos que sofreram uma segregação prévia conforme a sua natureza, criando condições para uma recolha seletiva, enquanto para os resíduos depositados sem qualquer tipo de separação a recolha é indiferenciada. Por fim existem dois sistemas de recolha distintos que são denominados como “por pontos”, quando a coleta é efetuada em locais onde se encontra um ou vários contentores de média/grande capacidade, ou por recolha “porta-a-porta”, que consiste na cedência de um contentor de menores dimensões a um determinado produtor de RU e na responsabilização do mesmo em colocar o equipamento num local pré-determinado, para posterior recolha (Gomes et al. 2008). Este último sistema é geralmente adequado para zonas de moradias ou para comerciantes com uma produção de RU significativas.

2.5.2 *TRANSPORTE*

Como referido anteriormente, é necessário o transporte de resíduos desde os pontos de alocação para os locais de destino. Quando o transporte é efetuado desde partir dos circuitos de recolha denomina-se por “transporte em baixa”. Se for efetuado a partir de uma estação de transferência denomina-se por “transporte em alta”. Faz ainda parte do transporte de resíduos o transporte para os operadores que efetuem reciclagem material (Matos 2009).

2.5.3 *VALORIZAÇÃO*

Em matéria legal, a valorização consiste em qualquer operação cujo resultado principal seja a transformação dos resíduos de modo a servirem um fim útil. Estão contempladas no Decreto-Lei n.º 73/2011 de 17 de Junho 13 as operações com conotação de

valorização, identificadas na Tabela 2.4. Nas operações de valorização estão englobados processos de separação multimaterial, processos biológicos para a recuperação de matéria orgânica e nutrientes, processos térmicos com aproveitamento energético e processos químicos. As principais infraestruturas que suportam estas operações são as centrais de separação física-mecânica, centrais de compostagem, de digestão anaeróbia e centrais de incineração. Seguidamente serão analisadas as principais operações de valorização associadas à separação multimaterial, tratamento biológico e valorização energética onde será referido o seu funcionamento, os fluxos associados e principais subprodutos dos processos de tratamento

Tabela 2.4 - Operações de valorização de Resíduos (Excerto DL n.º 73/2011)

R 1	Utilização principal como combustível ou outro meio de produção de energia.
R 2	Recuperação/regeneração de solventes.
R 3	Reciclagem/recuperação de substâncias orgânicas não utilizadas como solventes (incluindo digestão anaeróbia e ou compostagem e outros processos de transformação biológica).
R 4	Reciclagem/recuperação de metais e compostos metálicos.
R 5	Reciclagem/recuperação de outros materiais inorgânicos.
R 6	Regeneração de ácidos ou bases.
R 7	Valorização de componentes utilizados na redução da poluição.
R 8	Valorização de componentes de catalisadores.
R 9	Refinação de óleos e outras reutilizações de óleos.
R 10	Tratamento do solo para benefício agrícola ou melhoramento ambiental.
R 11	Utilização de resíduos obtidos a partir de qualquer das operações enumeradas de R 1 a R 10.
R 12	Troca de resíduos com vista a submetê-los a uma das operações enumeradas de R 1 a R 11.
R 13	Armazenamento de resíduos destinados a uma das operações enumeradas de R 1 a R 12 (com exclusão do armazenamento temporário, antes da recolha, no local onde os resíduos foram produzidos).

2.5.3.1 TRATAMENTO FÍSICO-MECÂNICO

O tratamento físico-mecânico (TM) aplica-se tanto aos resíduos provenientes de uma recolha seletiva (segregados na fonte), como aos resíduos indiferenciados. Para os primeiros apenas é necessária uma refinação do processo de separação (por ex. triagem por tipo de plástico). No caso dos resíduos indiferenciados, como é constituído por uma mistura dos diferentes materiais, o processo comporta maior grau de complexidade. Mais concretamente, com o TM pretende-se executar um pré-tratamento dos RU indiferenciados perspetivando:

- Recuperação das frações possíveis de encaminhar para reciclagem e valorização;
- Preparação, encaminhamento da fração orgânica tendo em vista o tratamento biológico e conseqüente produção de composto;

- Recuperação das frações com elevado potencial calorífico, com o intuito de produção de CDR.

Os métodos típicos associados ao TM são a triagem manual e equipamentos de autómatos como são exemplos a separação magnética, gravítica e ótica, compactadores, trituradores e crivos rotativos (Tchobanoglous et al. 2002).

2.5.3.2 TRATAMENTO BIOLÓGICO

Por tratamento biológico, compreende-se uma ação de transformação sobre a fração orgânica biodegradável presente nos RU. Com ele pretende-se obter como produto final denominado composto, com um valor comercial associado, que possua características de fertilizante e corretor de solo. Quando os padrões de qualidade do composto são insuficientes para comercialização, este será encaminhado para aterro controlado. Todavia, devido ao pré-tratamento a que foi sujeito, possibilita uma redução significativa de volume em base seca do RU inicial, que poderá atingir os 75%, bem como em termos do teor de humidade, para além da elevada estabilidade. Isto significa que irá ocupar um volume muito menor e durante o transporte e deposição para o destino final, e o seu confinamento produzirá muito menos lixiviados e biogás, devido à pouca reatividade. Também pode estar associado a este tipo de tratamento, a produção de energia devido à queima de biogás. (McDougall et al. 2001).

As duas operações de tratamento biológico mais comuns são a compostagem (processo aeróbio) e a digestão anaeróbia. A compostagem consiste num processo exotérmico, onde é possível manter temperaturas a rondar os 60-65°C durante tempo necessário para que ocorra o extermínio da maioria dos agentes patogénicos devido à ação de enzimas, a denominada fase termófila. Pode ser efetuada segundo dois métodos distintos: em pilha ou túnel.

Por outro lado, no caso da digestão anaeróbia (DA), só é possível obter condições termófilas através da adição de calor, sendo possível obter-se temperaturas de 55°C. Assim, se não for possível a destruição da maioria dos agentes patogénicos na DA, é necessário um processo final de estabilização aeróbia para completar o processo de desinfeção. Por esta via de tratamento biológico, o composto não é o único produto resultante, visto que por via da biogaseificação é possível armazenar biogás para posterior queima e conseqüente produção de energia.

É possível proceder a ajustamentos nos processos da DA de forma a otimizar a produção de biogás ou de composto, conforme qual dos produtos apresente uma maior viabilidade comercial e/ou ambiental (McDougall et al. 2001).

Quando os RUB a ser tratado provêm de uma recolha seletiva de bioresíduos, é bastante provável que se consiga um composto com valor comercial. No entanto, quando são RU indiferenciados torna-se mais difícil que este cenário se concretize, mesmo existindo uma triagem prévia das frações orgânica e inorgânica. Devido à dificuldade técnica em separar as duas frações, o produto final do tratamento deste tipo de resíduos é geralmente encaminhado para aterro (McDougall et al. 2001).

2.5.3.3 TRATAMENTO TÉRMICO

No Decreto de Lei n.º 85/2005 de 28 de Abril, que transpõe a Diretiva n.º 2000/76/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho de 4 de Dezembro, define-se como instalação de incineração qualquer unidade e equipamento técnico, fixo ou móvel, dedicado ao tratamento térmico de resíduos, com ou sem recuperação da energia térmica gerada pela combustão, incluindo a incineração de resíduos por oxidação e outros processos de tratamento térmico, como a pirólise, a gasificação ou os processos de plasma, desde que as substâncias resultantes do tratamento sejam subsequentemente incineradas. As principais vantagens associadas à incineração de resíduos são a redução em volume a que ficam sujeitos após o processo, o que por sua vez se reflete na diminuição dos custos de transporte, bem como no aumento de tempo de funcionamento dos locais de deposição. A redução pode atingir os 90% em volume e os 75% em massa (McDougall et al. 2001). Também existe a vantagem de aproveitamento energético, sendo este um fator chave para que as operações de incineração sejam consideradas de valorização, visto vir contemplado no Decreto-Lei n.º 73/2011 de 17 de Junho valores mínimos de eficiência energética.

Geralmente, uma instalação de incineração obedece a uma configuração tipo, que compreende um local de receção, câmara de combustão, caldeira, equipamentos de tratamento de efluentes gasosos e locais de armazenamento dos produtos de combustão e do tratamento de tratamento dos efluentes gasosos. Quanto ao processo de combustão em concreto, de um ponto de vista simplificado, obedece a 3 fases consecutivas: secagem, volatilização e combustão dos carbonáceos (Williams 2005).

Podem ser incinerados os RU indiferenciados “em bruto”, ou que sofreram uma triagem prévia, denominados de CDR, aos quais foram removidos os materiais com menor poder calorífico, nomeadamente putrescíveis, e excesso de água. Também podem ser aceites resíduos provenientes da recolha seletiva que apresentam um elevado poder calorífico, onde se distingue o plástico e o papel, e para os quais este tipo de operação represente uma maior viabilidade comparativamente com a reciclagem. Dos materiais

referidos anteriormente, a incineração dos RU em “bruto” é a que apresenta menor eficiência energética, maior controlo operacional e que origina produtos de combustão que necessitam de maiores cuidados, que irão ser analisados seguidamente (Williams 2005).

A incineração produz substâncias sólidas e gasosas. Os principais produtos gasosos, após os processos de tratamento de efluentes gasosos são: poeiras, CO₂, CO, H₂O, SO_x, NO_x, HCl, O₂, HF, metais pesados, dioxinas e furanos. O controlo das emissões gasosas nas centrais de incineração é constante, visto que estão definidos valores limite de emissão (DL n.º 85/2005 de 28 de Abril). Os produtos sólidos podem ser divididos em dois grupos: escórias e cinzas volantes. As escórias são um subproduto direto da combustão e representam a maior parte dos sólidos, apresentam um baixo grau de perigosidade e são constituídas principalmente por material inerte particulado, compostos inorgânicos e metais. O seu destino pode não ser necessariamente o aterro, pois em alguns casos são utilizadas como componente de construção em estradas ou na produção de betão. Já as cinzas volantes, originárias dos processos de tratamento de efluentes gasosos, necessitam de ser geridas como resíduo perigoso, pois apresentam um elevado grau de metais pesados (nomeadamente mercúrio, cádmio, zinco e chumbo), hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, dioxinas e furanos. Assim, são geralmente sujeitas a processos de estabilização e/ou solidificação para posterior deposição em aterros específicos para este tipo de resíduos (Williams 2005).

2.5.4 ELIMINAÇÃO

Por fim, existem as operações que em matéria-legal, segundo o Decreto-Lei n.º 73/2011, de 17 de Junho, são consideradas como operações de eliminação (vide Tabela 2.5).

Tabela 2.5 - Operações de Eliminação (Excerto DL n.º 73/2011)

D 1	Depósito no solo, em profundidade ou à superfície (por exemplo, em aterros, etc.).
D 2	Tratamento no solo (por exemplo, biodegradação de efluentes líquidos ou de lamas de depuração nos solos, etc.).
D 3	Injeção em profundidade (por exemplo, injeção de resíduos por bombagem em poços, cúpulas salinas ou depósitos naturais, etc.).
D 4	Lagunagem (por exemplo, descarga de resíduos líquidos ou de lamas de depuração em poços, lagos naturais ou artificiais, etc.).
D 5	Depósitos subterrâneos especialmente concebidos (por exemplo, deposição em alinhamentos de células que são seladas e isoladas umas das outras e do ambiente, etc.).
D 6	Descarga para massas de água, com exceção dos mares e dos oceanos.
D 7	Descargas para os mares e ou oceanos, incluindo inserção nos fundos marinhos.
D 8	Tratamento biológico não especificado em qualquer outra parte do presente anexo que produza compostos ou misturas finais rejeitados por meio de qualquer das

	operações enumeradas de D 1 a D 12.
D 9	Tratamento físico -químico não especificado em qualquer outra parte do presente anexo que produza compostos ou misturas finais rejeitados por meio de qualquer das operações enumeradas de D 1 a D 12 (por exemplo, evaporação, secagem, calcinação, etc.).
D 10	Incineração em terra.
D 11	Incineração no mar ⁽¹⁾ .
D 12	Armazenamento permanente (por exemplo, armazenamento de contentores numa mina, etc.).
D 13	Mistura anterior à execução de uma das operações enumeradas de D 1 a D 12 ⁽²⁾ .
D 14	Reembalagem anterior a uma das operações enumeradas de D 1 a D 13.
D 15	Armazenamento antes de uma das operações enumeradas de D 1 a D 14 (com exclusão do armazenamento temporário, antes da recolha, no local onde os resíduos foram produzidos) ⁽³⁾ .

Atualmente, a operação de eliminação mais comum é a deposição em aterro controlado. Esta é uma operação de gestão de RU que apesar de ser desaconselhada é das mais utilizadas. Pois, no limite, alguns resíduos simplesmente atingem um ponto para o qual o seu valor intrínseco se dissipa completamente, não permitindo realizar nenhum tipo de recuperação (Tchobanoglous et al. 2002). O Decreto-Lei n.º 183/2009 de 10 de agosto, que transpõe a Diretiva 1999/31/CE do Conselho Europeu de 26 de abril, define aterro como instalação de eliminação de resíduos através da sua deposição acima ou abaixo da superfície natural. Distingue ainda 3 classes distintas de aterro consoante o tipo de resíduos que recebe: inertes, perigosos e não perigosos. Para o presente estudo interessa a última classe pois é nesta que se inserem os RU.

Com os aterros pretende-se confinar os resíduos sem provocar danos ao ambiente e à saúde pública. Para tal são necessários cumprir certos procedimentos que se estendem desde as fases de projeto, construção, funcionamento, encerramento e pós-encerramento da instalação. Ao planear este tipo de instalação é necessário avaliar se o local apresenta características geológicas, geotécnicas e hidrológicas que garantam condições que proporcionem o menor impacte ambiental possível. Também é necessário um estudo que preveja a quantidade total de resíduos a depositar, tendo em conta o horizonte de projeto, e consequentemente a área e volume necessários para os alojar. Posteriormente, é necessário dimensionar os sistemas de impermeabilização do fundo e dos taludes das células, bem como os sistemas de drenagem de águas pluviais, lixiviados e biogás e respetivos sistemas de tratamento. Já na fase de funcionamento destacam-se os processos de admissibilidade de resíduos. Com estes processos pretende-se reunir a informação mais completa sobre os resíduos aquando a sua receção, sendo necessário para tal caracterizá-los, avaliar o seu comportamento em aterro e verificar se cumprem os valores limites para admissão estipulados. Quando os aterros são encerrados é necessária uma monitorização e tratamento contínuo dos produtos das reações que ocorrem no seu interior, bem com a elaboração de relatórios

anuais de síntese sobre o estado do aterro, com especificação das operações de manutenção e dos processos e resultados dos controlos realizados no decorrer do ano anterior (DL n.º 183/2009).

Os RU depositados em aterro estão sujeitos a transformações de cariz químico, biológico, físico que se relacionam entre si. As reações biológicas mais importantes que ocorrem estão relacionadas com a conversão da fração orgânica presente nos RU em biogás e lixiviados. Já no caso das reações químicas destacam-se a percolação dos produtos de conversão biológica, através do aglomerado de RU, a dissolução de materiais, evaporação e volatilização dos componentes químicos que se agregam às emissões gasosas do aterro, a decomposição e desalogenação dos compostos orgânicos e as reações de oxidação-redução dos metais. Por fim, no conjunto das transformações físicas a que representa maior relevância é o abatimento que pode ocorrer no interior das células (unidades em que o aterro está dividido) devido à consolidação e decomposição dos materiais (Tchobanoglous et al. 2002).

O biogás e lixiviados são os principais produtos das transformações de decomposição anaeróbia nos resíduos que ocorrem durante a deposição dos resíduos nas células após o encerramento das mesmas. O biogás é maioritariamente constituído por CH₄ e CO₂ (cerca de 40-45% cada) apresentando ainda em quantidades consideráveis CO, N₂, H₂, NH₃, H₂S. Existem ainda mais de uma centena de componentes residuais que, em conjunto, não chegam a perfazer 0,1% da constituição do biogás. A elevada concentração de metano faz com que seja possível/rentável a queima de biogás, sendo desta forma aproveitada para a produção de energia elétrica. Já os lixiviados apresentam tipicamente um pH baixo e elevada carga orgânica (CBO₅ e CQO), nutrientes e metais pesados. Para um aterro típico, a produção de biogás e lixiviados atinge o pico ao fim do segundo ano após o encerramento. Essa produção decresce gradualmente durante os 20-25 anos (Tchobanoglous et al. 2002).

2.6 GESTÃO DE RESÍDUOS URBANOS EM PORTUGAL

Em Portugal cabe ao Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território (MAMAOT) desenvolver e implementar políticas e legislação ambiental, de criar autoridades competentes para a regularização das atividades relacionadas com o ambiente e proceder à fiscalização do cumprimento da legislação ambiental (<http://www.portugal.gov.pt>).

No que concerne ao domínio específico dos resíduos, compete à Autoridade Nacional dos Resíduos (ANR), organismo tutelado pelo MAMAOT, assegurar e acompanhar a

implementação de uma estratégia nacional para os resíduos, mediante o exercício de competências próprias de licenciamento, da emissão de normas técnicas aplicáveis às operações de gestão de resíduos, do desempenho de tarefas de acompanhamento das atividades de gestão de resíduos, de uniformização dos procedimentos de licenciamento e dos assuntos internacionais e comunitários no domínio dos resíduos. Atualmente o organismo que detêm o estatuto de ANR é a Agência Portuguesa do Ambiente (APA), após a fusão do Instituto do Ambiente e do Instituto dos Resíduos, através da publicação do Decreto Regulamentar n.º 53/2007, de 27 de abril. Já a responsabilidade de assegurar o exercício das competências relativas à gestão de resíduos de forma descentralizada, numa relação de proximidade com os operadores, recai sobre as Autoridades Regionais dos Resíduos (ARR) (DL 178/2006). Os organismos que detêm a posição de ARR são as Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) das zonas Norte, Centro, Alentejo, Algarve e de Lisboa e Vale do Tejo, criadas com o Decreto-Lei n.º 104/2003 de 23 de maio. Segundo o mesmo decreto-lei, as CCDR são organismos dotados de autonomia administrativa e financeira, incumbidos de executar ao nível das respetivas áreas geográficas de atuação as políticas de ambiente, de ordenamento do território, de conservação da natureza e da biodiversidade, de utilização sustentável dos recursos naturais, de requalificação urbana, de planeamento estratégico regional e de apoio às autarquias locais e suas associações, tendo em vista o desenvolvimento regional integrado.

Existem ainda outros organismos de administração indireta do Estado, onde se destacam a Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR) e a Empresa Geral do Fomento (EGF). A ERSAR, criada através do Decreto-Lei n.º 207/2006, é, tal como o nome indica, a entidade reguladora dos serviços públicos de abastecimento de água, de saneamento de águas residuais urbanas e de gestão de resíduos urbanos. Mais concretamente é incumbida à ERSAR a responsabilidade de assegurar a regulação estrutural, económica e de qualidade do serviço prestado aos utilizadores do setor e ainda promover a comparação e divulgação pública dos indicadores resultantes das atividades. No que respeita à EGF, é a sub-*holding* do Grupo Águas de Portugal, responsável por assegurar o tratamento e valorização de resíduos, de forma ambientalmente correta e economicamente sustentável. Adota como eixo prioritário contribuir para o cumprimento das estratégias e metas nacionais e comunitárias para o setor, assumindo assim um papel fundamental no apoio à estruturação e definição das políticas de ambiente na área dos resíduos. A EGF abrange 11 empresas concessionárias, constituídas em parceria com os municípios servidos, que processam anualmente cerca de 3,7 milhões de toneladas de RU

produzidas em 174 municípios, servindo cerca de 60% da população de Portugal (<http://www.egf.pt>).

No que respeita à gestão do RU, a responsabilidade recai nos municípios, nos sistemas municipais, multimunicipais e intermunicipais e às entidades gestoras de fluxos específicos de resíduos (Magrinho et al. 2006). Também é importante não esquecer o princípio de responsabilidade da gestão de resíduos que recai sobre o seu produtor, conceito esclarecido no Decreto Lei n.º 178/2006 de 5 de setembro.

2.6.1 ENTIDADES GESTORAS DE SERVIÇOS DE GESTÃO DE RESÍDUOS URBANOS

A partir do início do séc. XXI deu-se, em Portugal, uma evolução constante e significativa da estruturação do setor dos RU, com maior enfoque nos sistemas de gestão associados. A lógica predominantemente municipal progrediu para uma gestão plurimunicipal, através da criação dos sistemas multimunicipais e intermunicipais de gestão de RU (ERSAR 2011). Assim, são considerados multimunicipais os sistemas de titularidade estatal que sirvam pelo menos dois municípios e exijam um investimento predominante a efetuar pelo Estado em função de razões de interesse nacional, e sistemas municipais todos os outros, relativamente aos quais cabe aos municípios, isoladamente ou através de associações de municípios também denominados como intermunicipais. Esta classificação surge a partir da publicação do Decreto-Lei n.º 379/93 de 5 de novembro, que abriu à iniciativa privada atividades associadas à gestão de resíduos, que até então estavam reservadas exclusivamente ao Estado. Por norma, e no seguimento da implementação do PERSU I, cabe aos sistemas multimunicipais a gestão em alta dos RU, nomeadamente as operações de armazenagem, triagem, valorização e eliminação. Já a gestão em baixa, na qual estão integradas as operações de recolha e transporte, continuam a ser da responsabilidade direta dos municípios, podendo ser efetuada através de administração direta, por serviços municipalizados, ou sob contratação de serviços a empresas especializadas ou por concessões a entidades licenciadas para o efeito.

2.6.2 SISTEMAS DE GESTÃO DE RESÍDUOS URBANOS

Como foi referido no subcapítulo anterior, a responsabilidade da gestão de RU está repartida entre os sistemas multimunicipais, maioritariamente responsáveis pela gestão em alta e os sistemas municipais responsáveis pela gestão em baixa. Tendo este conceito em conta, na Tabela 2.6 encontram-se o conjunto de indicadores do panorama

nacional da gestão de RU indiferenciados consoante a classificação de baixa e de alta, referentes ao ano de 2010.

Tabela 2.6 – Panorama dos serviços de gestão de Resíduos Urbanos Indiferenciados (ERSAR 2011).

Tipo de Gestão	Modelo de gestão	Entidades gestoras	Concelhos abrangidos	Área abrangida (km ²)	População abrangida (milhares de hab.)	Densidade populacional (hab.km ⁻²)
Em Baixa	Concessionárias Municipais	1	5	2214	65	29
	Empresas Municipais e Intermunicipais	20	32	9438	1781	189
	Associações / Serviços Intermunicipais	1	4	1907	34	18
	Serviços Municipais	230	230	71949	7321	102
	Serviços Municipalizados	6	7	2966	665	224
Em Alta	Concessionárias Multimunicipais	12	180	48839	6552	134
	Empresas Municipais e Intermunicipais	8	75	34831	2102	60
	Associações / Serviços Intermunicipais	3	23	4803	1213	252

Até ao final de 2010 existiam 258 entidades responsáveis pela gestão em baixa de RU indiferenciados em Portugal Continental. Maioritariamente, a gestão praticada por serviços municipais, que correspondem a cerca de 230 municípios, servem 7,3 milhões de cidadãos. As empresas municipais e intermunicipais são outro tipo de entidades com algum peso na prestação destes serviços, englobando 32 municípios e aproximadamente 1,8 milhões de habitantes.

Relativamente à gestão em alta dos RU indiferenciados, estão referenciadas 23 entidades gestoras. As concessionárias multimunicipais são o modelo de gestão mais frequente, com 12 entidades distintas, abrangendo 180 concelhos que correspondem a 6,6 milhões de habitantes. Os modelos de gestão que representam o segundo maior número de concelhos, mais concretamente 75, são as empresas municipais e intermunicipais, correspondendo a aproximadamente 2,1 milhões de habitantes. Os restantes 23 concelhos que representam 1,2 milhões de habitantes, são servidos por associações/serviços intermunicipais. Desde 2001, o número de empresas de gestão em alta de RU indiferenciado triplicou, tendo a população abrangida por este tipo de modelo de gestão duplicado (ERSAR 2011).

Por seu turno, a gestão de fluxos especiais de resíduos em baixa, denominada por recolha seletiva RU, é aplicada individualmente consoante o tipo de resíduos segregados pelos produtores. As operações de recolha seletiva são, na sua essência, semelhantes à recolha indiferenciada. No entanto, apenas para 16% dos municípios se verifica que é a mesma entidade a integrar os dois tipos de recolha. Observa-se portanto um reduzido aproveitamento de recursos físicos e técnicos que poderiam ser melhor rentabilizados e capitalizados em prol das entidades gestoras e dos utilizadores dos serviços (ERSAR 2011). As diferentes entidades gestoras que prestam serviços de recolha seletiva encontram-se sumariadas na Tabela 2.7, juntamente com vários indicadores geográficos e demográficos.

Tabela 2.7 – Panorama dos serviços recolha seletiva Resíduos Urbanos ((ERSAR 2011)).

Modelo de gestão	Entidades gestoras	Concelhos abrangidos	Área abrangida (km²)	População abrangida (10³ hab.)	Densidade populacional (hab/km²)
Concessionárias Multimunicipais	12	174	47779	5301	111
Empresas Municipais e Intermunicipais	11	71	34821	1858	53
Associações / Serviços Intermunicipais	1	10	2453	214	87
Serviços Municipais	21	21	3227	2160	669
Serviços Municipalizados	1	2	194	333	1720

Como é possível verificar na tabela anterior, são as 12 concessionárias multimunicipais que representam o modelo de gestão de recolha seletiva de RU que alberga mais concelhos e maior número de habitantes, mais concretamente 5,5 milhões distribuídos por 174 municípios. Apesar dos serviços municipais servirem apenas 21 concelhos, são o segundo modelo de gestão a servir um maior número de população (aproximadamente 2,2 milhões), devido à elevada densidade populacional das regiões onde estão inseridos. De seguida surgem as empresas municipais e intermunicipais, servindo 71 municípios constituídos por 1,9 milhões de habitantes (ERSAR 2011).

A recolha seletiva de RU, em Portugal, aplica-se a 7 fluxos específicos que são: i) Embalagens; ii) Embalagens de medicamentos; iii) Embalagens de produtos fitofarmacêuticos; iv) Equipamentos elétricos e eletrónicos; v) Pilhas e acumuladores; vi) Veículos em fim de vida; vii) Pneus usados. Na Tabela 2.8 estão referenciados os fluxos específicos, bem como as entidades gestoras, e legislação nacional associada a cada um dos fluxos (APA 2011b).

Tabela 2.8 – Fluxos especiais de Resíduos, Entidades Gestoras e Documentação Legal (APA 2011b)

Fluxos Específicos	Entidades Gestoras	Legislação Associada
Embalagens	Sociedade Ponto Verde S.A. - Sociedade gestora de resíduos de embalagens, S.A.	Decreto-Lei n.º 366-A/97 alterado por
Embalagens de medicamentos	Valormed – Sociedade gestora de resíduos de embalagens e medicamentos	
Embalagens de produtos fitofarmacêuticos	Sociedade SIGERU – Sistema integrado de gestão de embalagens e resíduos em agricultura, Lda. (VALORFITO).	Decreto-Lei n.º 162/2000 Decreto-Lei n.º 92/2006
Equipamentos elétricos e eletrónicos	Amb3E – Associação portuguesa de gestão de resíduos de equipamentos elétricos e eletrónicos. ERP – Associação gestora de resíduos de equipamentos elétricos e eletrónicos	Decreto-Lei n.º 230/2004
Pilhas e acumuladores	Ecopilhas – Sociedade gestora de resíduos de pilhas e acumuladores, Lda.	Decreto-Lei n.º 6/2009
Veículos em fim de vida	Valorcar – Sociedade de gestão de veículos em fim de vida, Lda.	Decreto-Lei n.º 366-A/97
Pneus usados	Valorpneu – Sociedade de gestão de pneus, Lda.	Decreto-Lei n.º 111/2001

Para cada fluxo específico recolhido seletivamente está associado sistema integrado ou um sistema individual de gestão. Desta seleção estão excluídos os óleos alimentares usados e os resíduos de construção e demolição, que são da total responsabilidade dos municípios e produtores. Todavia, o conceito de responsabilidade alargada do produtor está sempre presente na gestão dos fluxos especiais, pois são eles o elemento chave para o sucesso destes modelos de gestão, especialmente na fase de prevenção e redução de RU.

Existem ainda os fluxos emergentes. O nome deve-se à sua complexidade ou importância crescente a nível quantitativo de certos materiais e já estão em execução estudos de modelos económicos que visam analisar oportunidade e viabilidade. Para a APA, os resíduos de consumíveis informáticos e as fraldas destacáveis são os fluxos emergentes que se destacam (<http://www.apambiente.pt>).

2.6.3 INFRAESTRUTURAS E EQUIPAMENTOS

Os Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos (SGRU) são constituídos por uma estrutura de meios humanos, logísticos, equipamentos e infraestruturas, estabelecida para levar a cabo as operações inerentes à gestão dos RU (APA 2011b). Em Portugal, o património de infraestruturas que integram os SGRU é relativamente vasto. No entanto, continua a ser necessário um grande investimento para assegurar um esforço consistente na gestão de RU sobretudo na operação, manutenção, reabilitação e expansão das infraestruturas de forma a ser prestado um serviço de qualidade (ERSAR 2011).

Segundo a APA (2011a), no final de 2010 as infraestruturas em funcionamento relativas à gestão em alta dos RU indiferenciados constituíam-se por 81 estações de transferência, 9 centrais de valorização orgânica, 2 de valorização energética (incineração) e 34 aterros.

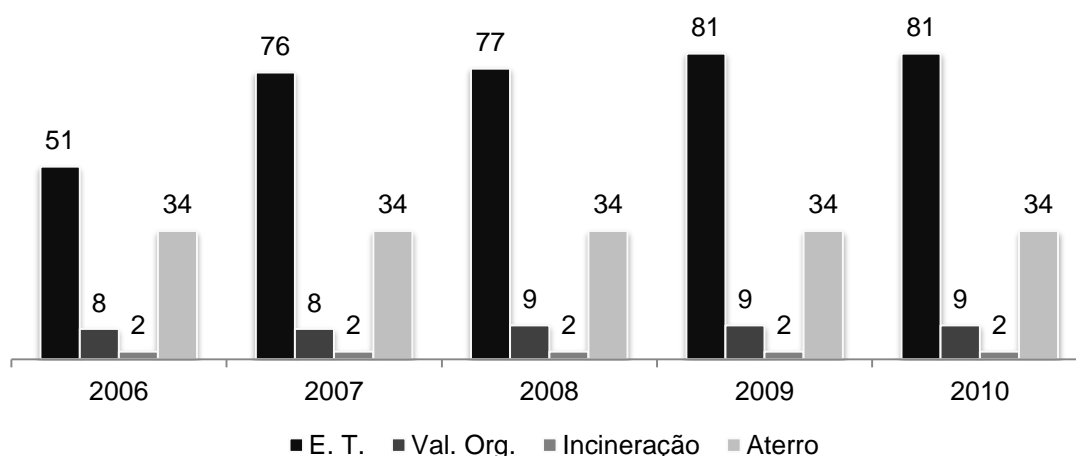


Figura 2.2 - Evolução do número de infraestruturas e equipamentos no último quinquénio (ERSAR 2007; ERSAR 2008; ERSAR 2009; ERSAR 2010; APA 2011b; ERSAR 2011).

Através da análise do Figura 2.2 verifica-se que desde 2006 até 2009 o número de Estações de Transferência (ET) aumentou consideravelmente. Este facto advém da necessidade de otimizar as operações de transporte de RU previstas no PERSU II, mais concretamente, reduzindo o esforço de recolha encurtando a distância entre locais de alocação até ao destino final. Durante o mesmo período operacionalizou-se um centro de valorização orgânica em 2008. No que se refere a aterros e centrais de incineração, não houve alterações nos últimos 5 anos.

Relativamente a novas infraestruturas, no início de 2011 estava em curso a construção de um novo aterro e projetada a construção de mais 8. Mas, a maior aposta em

infraestruturas cabe à valorização orgânica com 10 centrais em construção e mais 5 previstas. É claramente uma apostas no seguimento da ENRRUBDA.

Quanto às estações de transferência, a atual rede de infraestruturas parece apropriada para exigências atuais da gestão de RU, estando apenas projetada uma unidade no futuro próximo (APA 2011a). Durante os últimos 5 anos ocorreu um reforço constante na construção de infraestruturas e de disponibilização de equipamentos referentes à recolha de RU indiferenciados e triagem dos mesmos. Em 2010 estavam disponíveis a nível nacional 190 ecocentros, 38154 ecopontos e operacionais 29 Estações de Triagem (APA 2011a). Como consequência direta, aumentou-se o número de população abrangida por este sistema fomentando o incremento da quantidade de resíduos recolhidos. Este desenvolvimento, para além de incitar a continuação na aposta de novas infraestruturas e equipamentos, incentivou algumas entidades gestoras a requalificar as infraestruturas existentes, nomeadamente ao nível da sua automatização (ERSAR 2011).

No que respeita a novos investimentos, estavam previstos em 2010, 4 novos ecocentros e 4 novas estações de Triagem. Já a disponibilização de novos ecopontos varia consoante a procura das populações por este tipo de equipamento (APA 2011a).

2.6.4 CARATERIZAÇÃO E PRODUÇÃO DE RESÍDUOS URBANOS

No âmbito no PERSU II ficaram estabelecidas as linhas orientadoras para a definição da metodologia relativa à quantificação e caracterização dos RU, ocorrendo posteriormente a uniformização das normas técnicas desses métodos, através da publicação da Portaria n.º 851/2009 de 7 de agosto. Assim, foi possível em 2010 obter uma caracterização dos RU por todas as entidades gestoras utilizando as mesmas categorias. Na Figura 2.3 está representada essa caraterização para os RU produzidos em Portugal e na Região Autónoma da Madeira.

Da análise da Figura 2.3anterior constata-se que cerca de 43% dos resíduos produzidos são bioresíduos, isto é, resíduos de jardim biodegradáveis, resíduos alimentares e resíduos putrescíveis.

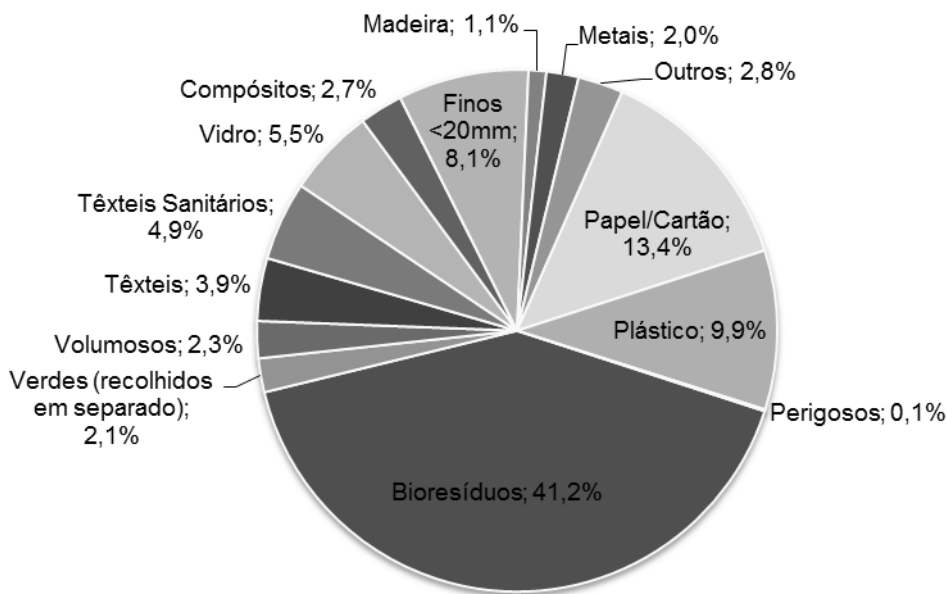


Figura 2.3 – Caracterização física dos RU produzidos em Portugal em 2010 (adaptado de APA (2011c)).

A portaria, referenciada anteriormente, estabelece ainda responsabilidades às entidades gestoras que procedam à caracterização física dos resíduos anualmente depositados em aterro, incinerados ou co-incinerados. A caracterização dos RU depositados em aterro para o ano de 2010 demonstra que as frações com potencial de reciclagem rondam os 75%. No caso dos RU incinerados, apenas 25% apresentam um potencial calorífico suficientemente alto para que possam ser considerados como CDR, nomeadamente os plásticos, madeiras e papel/cartão. No entanto, retirando os CDR da equação, continuam a existir 50% de material potencialmente reciclável

Relativamente à produção de RU em Portugal Continental, em 2010 atingiu-se o valor de aproximadamente de 5.184 mil toneladas, que corresponde a uma capitação anual de 511 kg por habitante. Este valor de capitação é igual ao verificado em 2009 e aproximadamente igual ao de 2008 (508 kg.hab⁻¹.ano⁻¹). A Figura 2.4 ilustra os valores de capitação anual em paralelo com a produção total de RU, para o período 2006 – 2010 (APA 2011c).

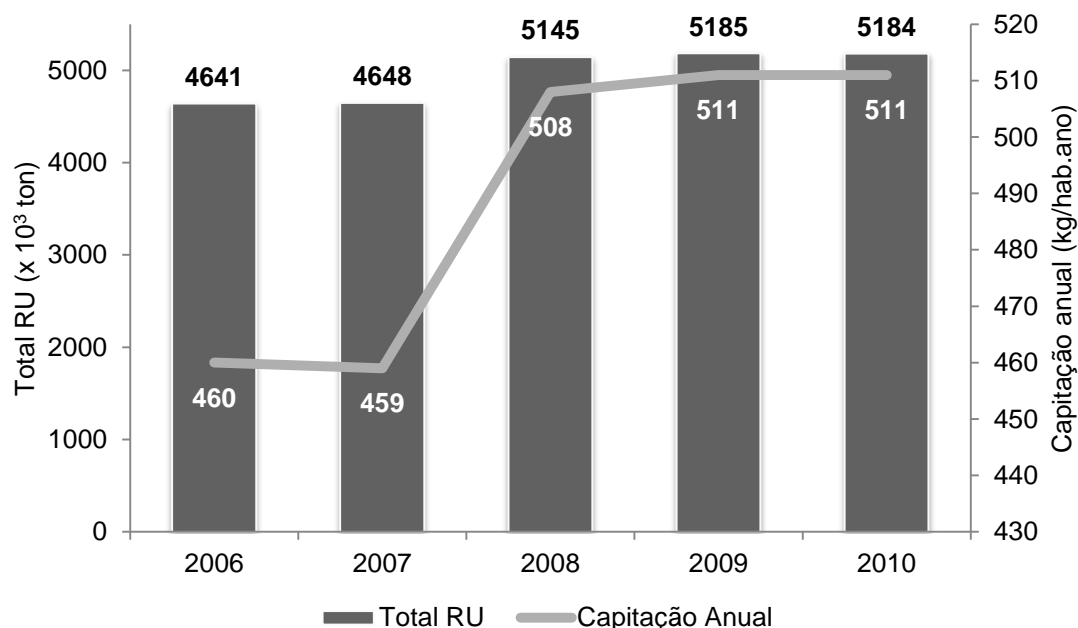


Figura 2.4 – Evolução da produção de RU e capitação anual em Portugal Continental no período 2006-2010 (adaptado de APA (2011c))

Segundo dados do Eurostat, a capitação em Portugal aproxima-se da média na Europa dos 27, cifrada nos 502 kg.hab⁻¹.ano⁻¹ (<http://epp.eurostat.ec.europa.eu>).

Os valores de produção e capitação em Portugal Continental podem ser também diferenciados consoante os sistemas de gestão, conforme identificado na Tabela 2.9.

Tabela 2.9 – Produção e capitação de RU das recolhas indiferenciada e seletiva em Portugal Continental, no ano de 2010 (APA 2011c).

2010	Recolha Indiferenciada	Recolha Seletiva	Total
Produção (ton)	4 389 892	793 677	5 183 569
Capitação (kg.hab ⁻¹ .ano ⁻¹)	433	78	511

Com os valores acima indicados observa-se que a recolha indiferenciada correspondeu a 85% do total de RU produzidos em Portugal.

A quantidade de RU distribuídos por operação de gestão pode ser avaliada consoante o encaminhamento dos mesmos para valorização (orgânica, térmica ou material) ou para deposição em aterro. Na Figura 2.5 estão representados os indicadores referentes a cada tipo de operação para o total dos recolhidos em Portugal Continental no ano de 2010.

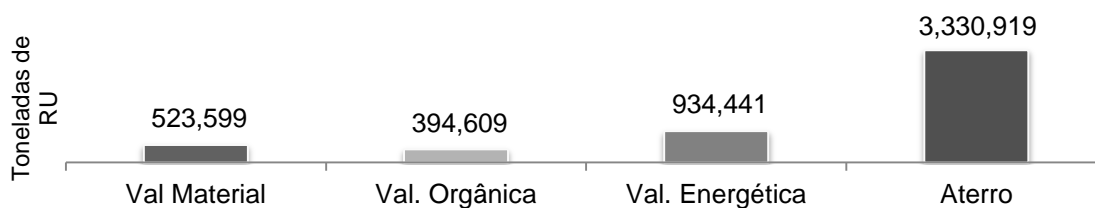


Figura 2.5 - RU por operação de gestão para Portugal Continental, no ano de 2010 (adaptado de APA (2011c)).

Com é possível observar na figura em cima, a deposição em aterro é a operação mais utilizada na gestão de resíduos. No entanto, a tendência nos anos anterior é o aumento do uso das opções de valorização, e por oposição menor percentagem de RU enviados diretamente para aterro, tal como representado na Figura 2.6.

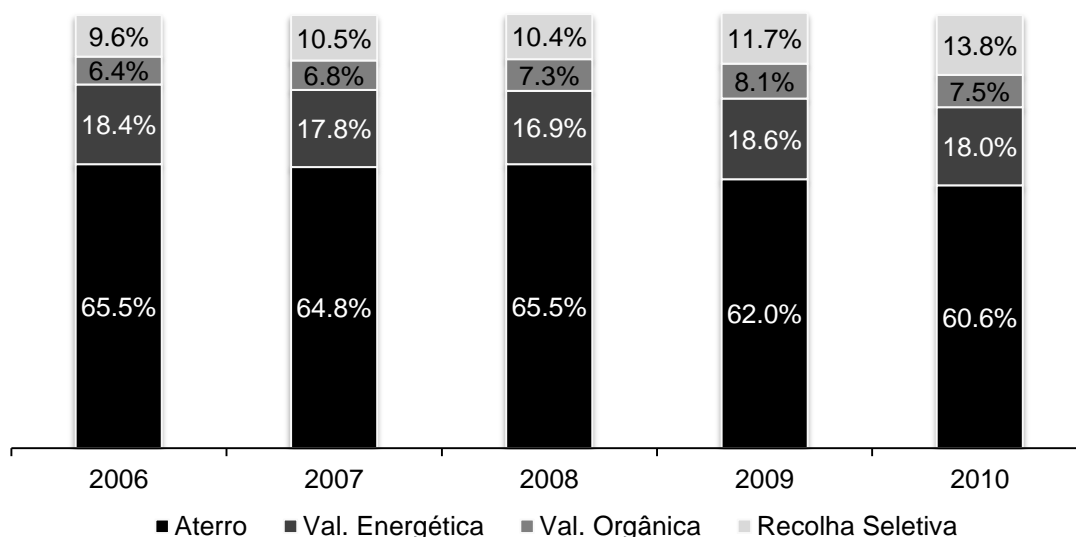


Figura 2.6 – Percentagem de RU por operação de gestão, em Portugal Continental, entre 2006 e 2010 (adaptado de APA (2011c)).

Para o caso dos bioresíduos, foram definidas metas de percentagem admissíveis em aterro consagradas na Diretiva n.º 1999/31/CE e transpostas para a legislação nacional no Decreto-Lei n.º 152/2002 de 23 maio e posteriormente revistas no Decreto-Lei n.º 183/2009 de 10 de agosto, que impõe que, até 2013, os RUB destinados a aterro sejam reduzidos para 50 % da quantidade total, em peso, dos resíduos urbanos biodegradáveis produzidos em 1995, e para 2020 que esse valor não ultrapasse os 35%. Em termos quantitativos em 2013 e em 2020 a quantidade de bioresíduos admitidos em aterro não deve ultrapassar as 1.126.360 e 788.452 toneladas, respetivamente. Dados do Relatório de Acompanhamento ao PERSU II (APA/ERSAR 2011) revelam que, apesar do ocorrer uma diminuição gradual, a quantidade de bioresíduos contidos nos RU depositados em aterro foi de 1.766.103 toneladas. Assim,

para atingir as metas estabelecidas em 2013, será necessário diminuir a quantidade verificada em 2009 em cerca de 36%.

A aposta na valorização orgânica de RU, através de infraestruturas de compostagem e de digestão anaeróbia, foi definida no PERSU II como a melhor estratégia de desvio de bioresíduos de aterro. Assim, na Tabela 2.10 estão contempladas as quantidades de RU encaminhados para valorização orgânica em 2010, abrangendo os resíduos de recolha indiferenciada e bioresíduos recolhidos seletivamente encaminhados para compostagem, compostagem de verdes e digestão anaeróbia, assim como a quantidade do composto produzido e os rejeitados/refugos do processo encaminhados posteriormente para aterro.

Tabela 2.10 - RU encaminhados para valorização orgânica, rejeitados, refugos e composto, em 2010 (APA 2011c).

RU enviados para Valorização Orgânica (ton)	Rejeitados enviados para aterro (ton)	Refugos enviados para aterro (ton)	Composto Produzido (ton)
514 677	105 462	154 669	48 700

Assim, no ano de 2010 de total de RU produzidos em Portugal, 10% foram encaminhados para valorização orgânica. No entanto, 50% deste montante acabou depositado em aterro sob a forma de rejeitados ou refugos do processo de valorização.

3 CASO DE ESTUDO: MUNICÍPIO DE SÃO JOÃO DA MADEIRA

As cidades atuais apresentam características únicas e diversas. Para melhor compreender o modelo de gestão de RU empregue num município, é necessária uma apreciação das características e dinâmicas do mesmo. O presente capítulo foca-se na apresentação e caracterização do caso de estudo: município de São João da Madeira, com especial enfoque no respetivo modelo de gestão de RU.

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE SÃO JOÃO DA MADEIRA

A primeira referência documentada a São João da Madeira (SJM) remonta a 1088, no entanto, os vestígios de civilizações celta, romana, árabe e visigótica, colocam a origem da povoação num passado ainda mais longínquo. Atinge um pico de e prosperidade no deambular do séc. XIX muito graças ao desenvolvimento social e industrial, obtendo a concelhia em 1926 sustentado no mote de “centro industrial mais importante de Aveiro”. A influência da indústria e das políticas sociais permanece presente nos dias de hoje, adotando como lema “Cidade do trabalho e da qualidade de vida”. Atualmente SJM, detentora da marca “a Capital do Calçado”, é a sede do município mais pequeno do país, com 8 km² de área e 21.731 habitantes (dados relativos a 2010 (INE 2011)) concentrados na única freguesia do concelho (CM-SJM).

3.1.1 LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA

O concelho de SJM pertence ao Distrito de Aveiro (Figura 3.1), encontra-se localizado na Região Norte e Sub-Região Entre Douro e Vouga, integrando a Área Metropolitana do Porto. É limitado a norte pelo município de Santa Maria da Feira e em todas as outras direções por Oliveira de Azeméis (CM-SJM).

3.1.1.1 DEMOGRAFIA, ESTRUTURA URBANA E VIÁRIA.

SJM é o município da Sub-região Entre Douro e Vouga, com menos habitantes. Nos últimos 20 anos o crescimento da população residente tem sido positivo (Figura 3.2), no entanto, os últimos anos demonstram uma tendência para a estabilização no número de habitantes (<http://www.ine.pt> sitio online do Instituto Nacional de Estatística).

Devido à sua pequena área, o município têm uma densidade populacional de 2.724 hab.km⁻², muito superior à média nacional (115,4 hab.km⁻²) e a segunda maior da região

Norte, apenas superada pelo município do Porto (4.944 hab.km⁻²). O indicador anterior demonstra a intensa urbanização do município, tornando-se ainda mais evidente com a análise dos indicadores do parque habitacional, em especial dos indicadores de densidade de edifícios e alojamentos (428 edifícios.km⁻² e 1324 fogos.km⁻² respetivamente), bastante superiores à média da Região e de Portugal Continental (Figura 3.3) (INE 2011). Assim, é possível estimar o número médio de 3 fogos por edifício que reflete o predomínio de edifícios multifamiliares. Apesar da elevada densidade de edifícios, existem diversos espaços verdes espalhados pela cidade, onde se destacam, pela área que ocupam, os 3 parques urbanos e o Jardim Municipal (CM-SJM)

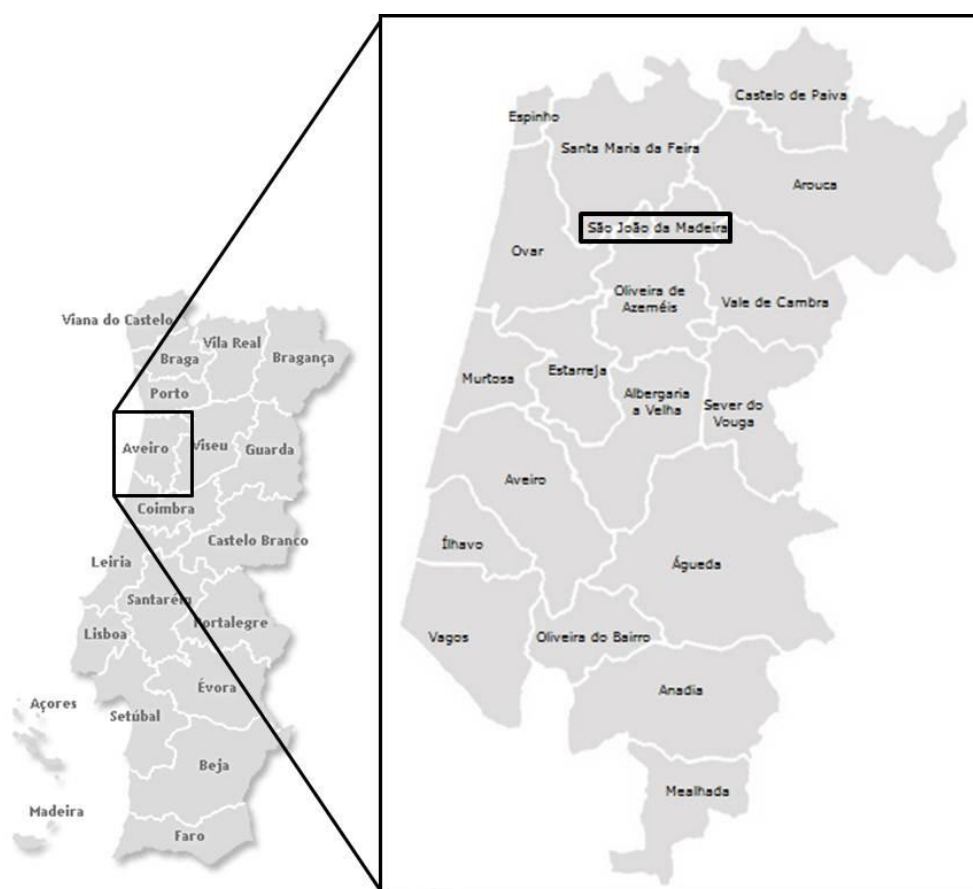


Figura 3.1- Localização do Município de São João da Madeira

Relativamente à atividade económica do município, o sector secundário é o que tem maior influência, seguido do sector terciário. Aliás, a existência de 3 zonas industriais distintas revelam o elevado nível de industrialização da cidade. O elevado tráfego de veículos pesados e ligeiros, gerados por este tipo de atividades, necessita de uma boa estrutura de vias de comunicação. Para tal o município assegura boas acessibilidades estando atravessado pelo IC2, também conhecido como Estrada Nacional 1, e com um

acesso direto à nova autoestrada A32, facilitando em especial a ligação ao Porto. Dista ainda a uma curta distância da autoestrada A1 e à A25 (CM-SJM).

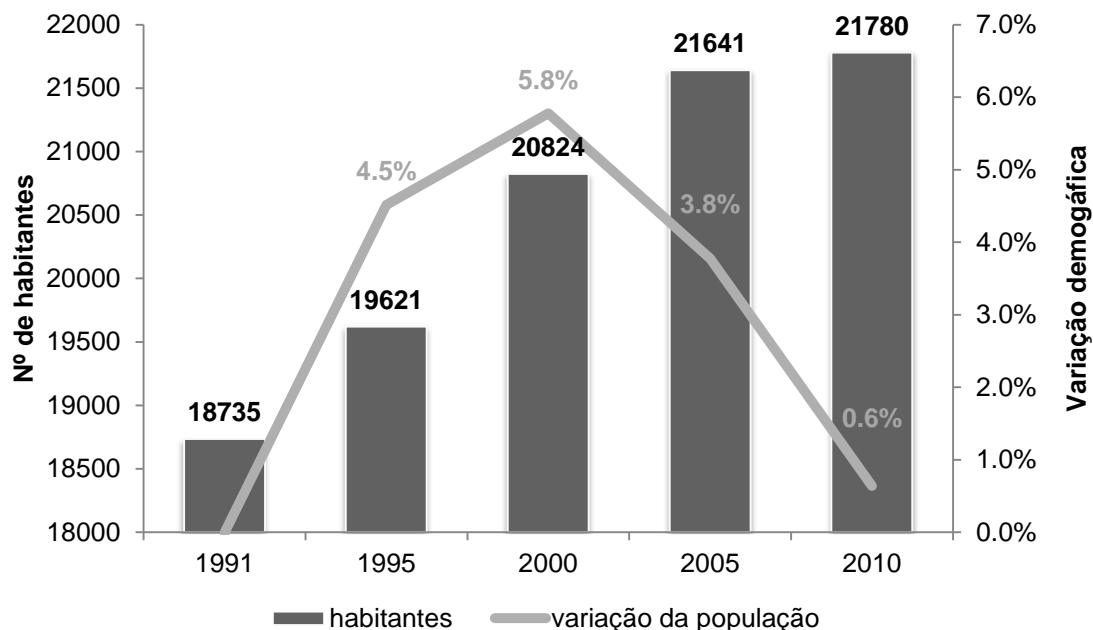


Figura 3.2 - Evolução demográfica do Município de São João da Madeira (INE)

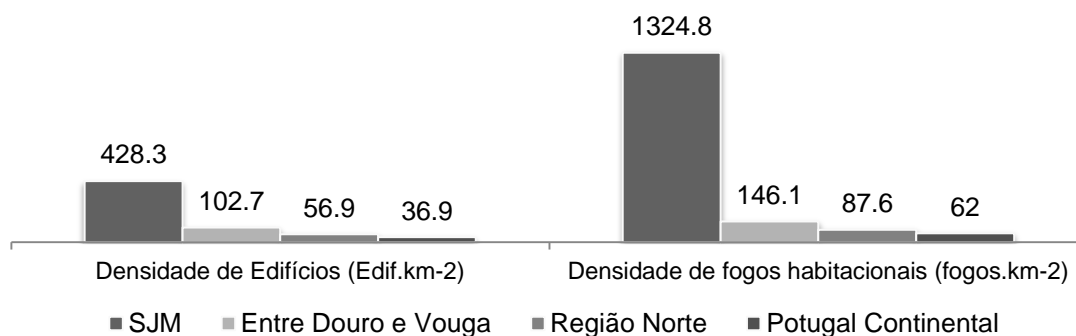


Figura 3.3 – Densidades de edifícios habitacionais (INE 2011)

3.2 GESTÃO DE RESÍDUOS URBANOS EM SÃO JOÃO DA MADEIRA

Uma compreensão abrangente da gestão de RU é obtida quando se analisam todos os processos envolvidos. Assim, urge a necessidade de conhecer todas as características relevantes da gestão em baixa e em alta, nomeadamente, os modelos aplicados e os meios e equipamentos disponíveis.

3.2.1 REGULAMENTO MUNICIPAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Com o objetivo de atualizar e promover uma maior coerência à realidade atual do município e atendendo ao enquadramento legislativo decorrente do Decreto-Lei n.º 178/2006, de 05 de setembro, foi aprovado pela Assembleia Municipal de São João da Madeira a 1 de Junho de 2009, o Regulamento Municipal de Resíduos Sólidos Urbanos (CM-SJM 2009). A formulação e aplicação deste instrumento normativo visam o reforço de medidas que permitam atingir os seguintes objetivos:

- Reforço da consciencialização dos munícipes e dos operadores;
- Diminuição da quantidade de resíduos produzidos, total e por habitante;
- Maximização da reciclagem de materiais, de forma a permitir o cumprimento das metas estabelecidas;
- Reforço da capacidade de intervenção da gestão municipal;
- Sustentabilidade económica da gestão municipal, com a recuperação de custos e a adoção de instrumentos económicos adequados.

No seu Artigo 2º atribui a responsabilidade de exploração do sistema à Câmara Municipal de São João da Madeira, e no caso de adjudicação ou subcontratação de serviços, cabe à Autarquia garantir a qualidade dos mesmos.

O regulamento distingue tipos de RU valorizáveis e indiferenciados. No caso dos valorizáveis estão descritos no Artigo 6º os fluxos abrangidos pelo atual sistema e os respetivos locais específicos de deposição, seja em ecopontos ou no ecocentro.

No caso dos RU indiferenciados ocorre um aumento da complexidade do sistema de gestão em vigor. Relativamente ao equipamento de deposição indiferenciada, estão referenciados no Artigo 9º o tipo de equipamento cedido pela Autarquia, que engloba papeleiras, contentores distribuídos pela via pública, contentores abrangidos pela recolha porta-a-porta, contentores subterrâneos. No mesmo artigo, são ainda explicados os procedimentos de deposição e utilização dos equipamentos disponibilizados.

No artigo 15º do regulamento, referente à remoção de RU, é proibido a qualquer outra entidade que não o Município de SJM, ou outras entidades devidamente autorizadas, o exercício de atividades de remoção de resíduos

Todas as atividades consideráveis como contraordenações e suscetíveis de penalização com coima, estão descritas no Anexo I do Regulamento com referência ao valor de coima a aplicar, por tipo de contraordenação

3.2.2 PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS URBANOS DO MUNICÍPIO

Os RU englobados nos sistemas de gestão dos municípios são originários das habitações, comércio, pequenas empresas como escritórios, e instituições como escolas, edifícios públicos e hospitais (Williams 2005). No município de SJM existe a diferenciação da gestão dos RU indiferenciados e seletivos sendo possível a consultar das quantidades de resíduos recolhidas anualmente no município através das fichas de produção, disponibilizadas da entidade gestora da região (<http://ersuc.pt/web/>), para os RU indiferenciados (Figura 3.4) e para as recolhas seletivas do papel/cartão, vidro e plástico (Figura 3.5). Com análise dos gráficos é evidente a ligeira diminuição da produção anual de RU indiferenciados, após o pico de produção em 2006, que contrasta com o aumento de população gradual do município. Quanto aos resíduos seletivos, ocorreu um pico de produção no ano de 2008, com a diminuição constante das quantidades recolhidas até 2010. No entanto, só estão contabilizados os valores de recolha seletiva do papel/cartão, vidro e plásticos quando existem outros fluxos suscetíveis a recolha no município, nomeadamente de óleos alimentares e pilhas e acumuladores.

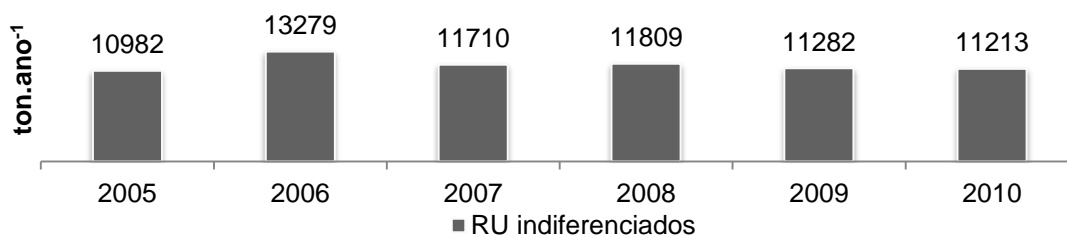


Figura 3.4 – Quantidades de RU indiferenciado recolhido no Município para o período 2005 – 2010 (ERSUC)

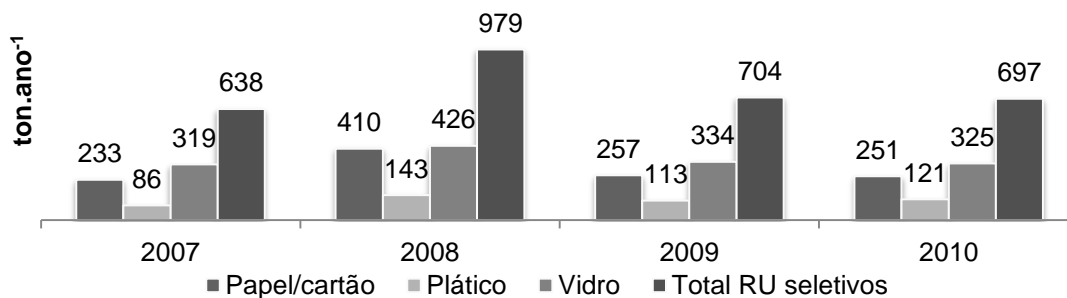


Figura 3.5 – Quantidades recolhidas seletivamente no Município para o período 2007 – 2010 (ERSUC)

Na Figura 3.6 estão representadas as capitações anuais de RU no município calculados com base nos indicadores de produção disponibilizados pela ERSUC e pela população segundo o INE. À imagem da Figura 3.5, só existem dados relativos à recolha seletiva a partir de 2007.

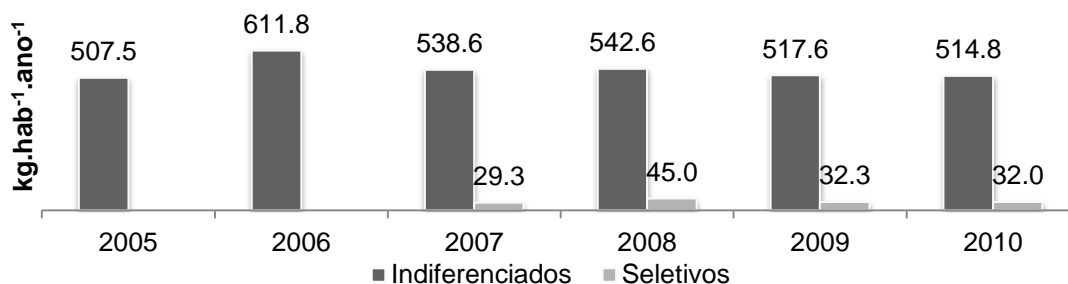


Figura 3.6 – Captações anuais para do Município (INE/ERSUC)

Para caracterização dos resíduos do município, a composição física média é assumida como semelhante à composição dos RU produzidos na região abrangida pela ERSUC, representada no Figura 3.7.

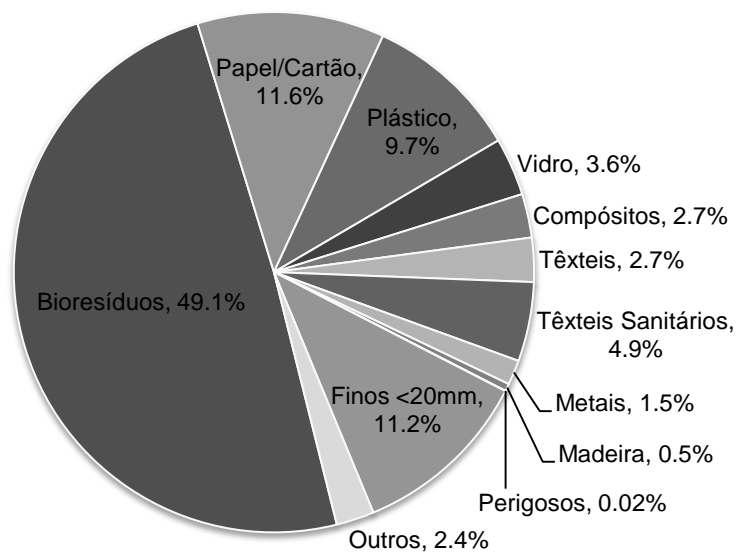


Figura 3.7 - Caracterização física dos RU do município de São João da Madeira (adaptado de ERSUC (2011))

Da análise do Gráfico anterior constata-se que quase metade dos resíduos produzidos são bioresíduos enquanto que o somatório do papel/cartão e plástico representam um quarto da composição. Isto significa que cerca de 75% dos RU produzidos no município tem potencial para valorização orgânica e multimaterial.

3.2.3 *MODELO DE GESTÃO EM BAIXA, EQUIPAMENTOS E INFRAESTRUTURAS*

Atualmente a prestação de serviços de recolha e transporte de RU indiferenciados no município está concessionada à empresa RECOLTE – Recolha, Tratamento e Eliminação de Resíduos, S.A.. Esta entidade fornece ainda ao município os serviços de Varredura e Limpeza Urbana, Gestão de Ecocentros e Recolha Seletiva Porta-a-porta (<http://www.recolte.pt/>).

Para a recolha de RU indiferenciados estão disponibilizados diferentes conjuntos de equipamentos de alocação temporária, onde os resíduos são depositados. Contentores de superfície com 800 litros são os que existem em maior número, distribuídos por todo o município. Existem também contentores semienterrados, localizados em zonas onde a densidade populacional é maior. Contentores de superfície com 120 litros, disponibilizados pelo município a habitações unifamiliares, são outro tipo de equipamento disponível. Tal como referido anteriormente, cabe à RECOLTE o serviço de recolha indiferenciada sendo efetuada diariamente, 365 dias por ano, com o auxílio a 2 veículos de recolha, equipados com sistema de elevação de contentores traseira e com compactador. Após a recolha, os RU recolhidos são encaminhados para uma estação de transferência (ET) localizada no município vizinho de Oliveira de Azeméis. Com a descarga dos RU na ET, ocorre a transferência de responsabilidades da sua gestão, passando a ERSUC - Resíduos Sólidos do Centro, S.A. a responsável por todas as operações de tratamento e valorização e eliminação destes RU indiferenciados.

No que respeita aos RU de recolha seletiva, os ecopontos distribuídos pela via pública, disponibilizados e geridos pela ERSUC, são os equipamentos de referência para a sua deposição. Por parte do município, ao abrigo da iniciativa “Comércio Verde”, são disponibilizados conjuntos de 3 contentores (um amarelo, um verde e um azul) com capacidades de 60 e 120 litros, a estabelecimentos de restauração e comércio que os solicitem. O mesmo tipo de equipamento está igualmente disponível em escolas e outros estabelecimentos públicos. A empresa RECOLTE providencia o serviço de recolha tanto os RU seletivos provenientes dos estabelecimentos públicos como dos estabelecimentos aderentes ao “Comércio Verde”, encaminhando-os para o Ecocentro municipal. Inaugurado em 2009, este Ecocentro permite aos munícipes a possibilidade de segregar na origem uma maior diversidade de resíduos, pois contempla diversos fluxos, que são: papel/cartão, vidro, embalagens, construção e demolição, madeiras, verdes, REEE, óleos alimentares usados (OAU), pilhas e acumuladores, *toners* e tinteiros, resíduos volumosos, etc. Destacam-se ainda outras iniciativas promovidas pelo município, tais como, a recolha seletiva de OAU, disponibilizando pela cidade, equipamentos para deposição, também conhecidos por “Oleões”, ou o projeto de

compostagem doméstica, direcionado aos municípios com moradias, oferecendo compostores e providenciando formação de utilização a interessados (CM-SJM).

3.2.4 MODELO DE GESTÃO EM ALTA, EQUIPAMENTOS E INFRAESTRUTURAS

O município de São João da Madeira integra o Sistema Multimunicipal de Tratamento e Valorização de Resíduos Sólidos Urbanos do Litoral Centro, explorado e gerado pela ERSUC – Resíduos Sólidos do Centro S.A., ao abrigo do DL 166/96. Este Sistema Multimunicipal abrange 36 municípios que correspondem a uma área de 6.700 km² (7,9% do território de Portugal continental), servindo cerca de 1 milhão de habitantes (ERSUC 2011).

A ERSUC, como entidade gestora, é responsável pela gestão em alta dos RU, nomeadamente as operações de armazenagem, triagem, valorização e eliminação, dispondo para o efeito de instalações e equipamentos diversos. As principais instalações que se encontravam em funcionamento no ano de 2010 estão listadas e quantificadas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Instalações do Sistema Multimunicipal (ERSUC 2011)

Aterros sanitários	3
Centros electroprodutores de biogás	3
Estações de Transferência	6
Estações de Triagem	2
Ecocentros	6

Para o modelo de gestão atual, os RU indiferenciados produzidos e recolhidos em SJM são transportados até à estação de transferência (ET) em Ossela, Oliveira de Azeméis, onde são compactados e transferidos para veículos com maior capacidade de carga. Posteriormente, são encaminhados diretamente para o Aterro Sanitário de Aveiro, para posterior confinamento.

O atual modelo de gestão de RU indiferenciados, vai sofrer no curto prazo uma transformação significativa devido à entrada em funcionamento de 2 Unidades de Tratamento Mecânico e Biológico (TMB) em Aveiro em Coimbra (EGF 2006). Assim, todos os RU indiferenciados produzidos em SJM vão passar a ser tratados na TMB de Aveiro. Também está contemplada a entrada em funcionamento de uma nova ET em Montemor-o-Velho.

As novas centrais contemplam uma série de operações de tratamento e valorização, descritas no Plano Multimunicipal de Gestão de Resíduos ERSUC (EGF 2006) onde se destacam:

- Pré-tratamento dos RU provenientes da recolha indiferenciada, promovendo a recuperação das frações possíveis de encaminhar para reciclagem e valorização;
- Preparação, encaminhamento e valorização da fração dos biodegradáveis no tratamento biológico;
- Produção de composto, de Combustível Derivado de Resíduos (CDR), de refugos (para aterro) e de biogás para aproveitamento energético

Na Figura 3.8 é possível contemplar o diagrama operacional esperado para as TMB.

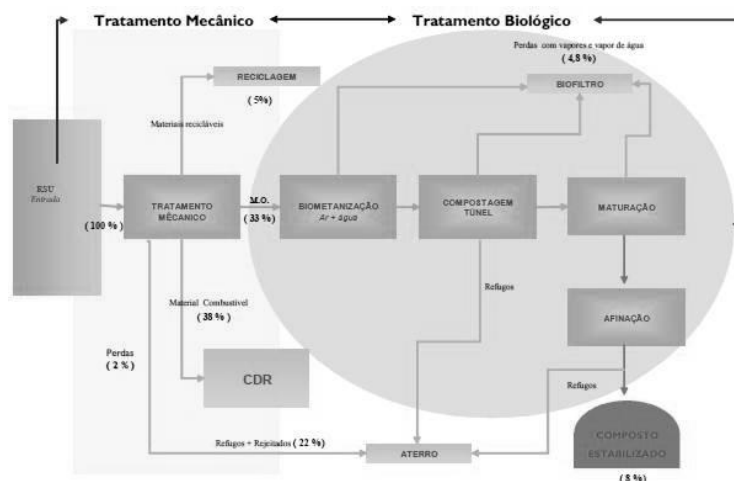


Figura 3.8 Diagrama operacional da Unidade de Tratamento Mecânico e Biológico (EGF 2006)

Na TMB, o tratamento físico-mecânico ou de triagem, compreenderá em submeter os RU indiferenciados a uma sistema de separação mecânica intensiva operacionalizado por equipamentos especialmente concebidos para o efeito, O sistema é constituído por um Crivo de malha larga para separação de volumosos, um abridor de sacos, um sistema de aspiração de leves e um crivo de malha fina e média. Assim, é possível uma separação da fração residual de maiores dimensões (geralmente papel, cartão, plásticos e outros materiais grosseiros) e frações médias, ambas com o objetivo de encaminhar material para reciclagem. Existe uma continuação na linha de separação mecânica para a fração média, sujeitando os elementos a uma separação balística, separação eletromagnética, sistema de aspiração, correntes de Foucault e separação por fluxo ótico e fluxo de ar, conseguindo-se assim a maximização da quantidade de recicláveis retirados dos resíduos indiferenciados, tais como: elementos metálicos,

ferrosos e não ferrosos, e embalagens compósitas, PET e PEAD. Na linha de separação inicial é também efetivada a separação da fração fina, essencialmente constituída por material orgânico, que prossegue para tratamento biológico. Os restos da fração de resíduos sem viabilidade para reciclagem ou são direcionados para preparação de CDR que posteriormente será encaminhado (com ou sem trituração prévia) para valorização energética ou são enviados para deposição em aterro (EGF 2006).

O processo de tratamento biológico terá como base operacional 4 fases sucessivas: i) Bio-Metanização; ii) Desidratação; iii) Pré-compostagem; iv) Pós-compostagem e v) Afinação. A etapa de bio-metanização consiste na degradação do material biodegradável em reatores de digestão anaeróbia, com produção e armazenamento de biogás. O produto resultante da digestão passa por uma unidade de desidratação seguindo-se uma unidade de mistura onde é adicionado agentes de porosidade (p.e. casca de madeira, resíduos de jardim). A mistura é seguidamente disposta em pilha num túnel fechado, onde fica sujeita a um processo de fermentação aeróbio devido ao arejamento forçado através de mecanismos automáticos (Pré-compostagem). Depois de completa a fermentação, o material é reencaminhado para uma nova área para maturação/estabilização, resultando o composto orgânico final (Pós-compostagem). A operação de afinação consiste do composto consiste na crivagem do composto para remoção de materiais inertes, vidros, plásticos e outros materiais contaminantes, a que se segue a Unidade de Ensacamento do produto final. Os refugos e rejeitados originados por todo o processo e não passíveis de qualquer reciclagem e/ou valorização, são encaminhados para os respetivos Aterros Sanitários de apoio às TMB. O tratamento biológico permite ainda a produção de energia elétrica. Após a sua extração, o biogás é desumidificado e armazenado num tanque de modo a estabilizar a sua qualidade, assegurar uma alimentação regular de biogás aos motores de produção de energia elétrica e das pilhas de combustível de hidrogénio sendo necessário assegurar volume suficiente de armazenamento para otimizar, numa perspetiva económico-financeira, as condições de venda da eletricidade produzida (EGF 2006)

Relativamente eliminação de refugos e rejeitados da unidade de TMB, serão encaminhados para o aterro controlado de Aveiro, atualmente em funcionamento e que assim continuará até se esgotar a sua capacidade. Está, entanto projetada a construção de um novo aterro localizado junto das TMB.

As novas Unidades de Tratamento Mecânico e Biológico, as novas Estações de Triagem de materiais recicláveis e ainda as novas unidades de produção de energia elétrica a partir do biogás, irão revolucionar o sistema de gestão da região com um

aumento significativo da quantidade de materiais valorizados e diminuição de materiais eliminados através da deposição em aterro. A introdução de novas e melhores tecnologias altamente mecanizadas introduzirão uma nova dinâmica e complexidade operacional. No entanto as mudanças ao atual sistema irão também implicar diferentes impactos ambientais que não estão contemplados em nenhuma da documentação citada anteriormente. O presente trabalho pretende abordar esta mesma temática ao aplicar um modelo de avaliação de impacto de ciclo de vida, que é uma ferramenta usualmente utilizada para avaliar os encargos ambientais das diferentes opções de gestão, processos e técnicas de tratamento dos RU.

4 APLICAÇÃO DA AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA AO CASO DE ESTUDO

O presente capítulo destina-se a avaliar o desempenho ambiental do modelo de gestão de RU indiferenciados do município de SJM, antes e depois da entrada em funcionamento da unidade TMB. É igualmente avaliado o desempenho ambiental de um modelo de gestão alternativo, proposto com o intuito de seguir as linhas orientadoras das atuais políticas nacionais de RU, nomeadamente o Decreto-lei n.º183/2009, no qual estão definidas metas para a desvio de aterro da fração de RUB. Para avaliar os desempenhos ambientais dos diferentes modelos de gestão, são traçados os respetivos perfis ambientais, usando para tal a metodologia ACV.

Ao aplicar o método de avaliação de ciclo de vida (ACV) pretende-se inventariar e quantificar os impactos ambientais inerentes das diferentes operações que integrem os sistemas de gestão dos RU produzidos pelo município de SJM, desde da rejeição dos municipais, i.e. o momento a partir do qual são considerados resíduos, até à sua eliminação ou transformação em matéria-prima. Desta forma, serão analisados os impactos ambientais associados a 3 cenários distintos de gestão para o município de SJM. Para tal, é seguida a metodologia ACV baseada na série ISO 14040 que pressupõe a definição do objetivo e âmbito do estudo, a análise de inventário, a avaliação de impactos. A última fase, a de interpretação, é abordada no capítulo seguinte, correspondente aos resultados e discussão.

4.1 METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO DO CICLO

Segundo Guinée et al. (1993), o ciclo de vida de um produto inicia-se com a extração das matérias-primas, seguido de todas as transformações até ser “produto”, o seu uso, transformação em resíduo, posteriores tratamentos e por fim a eliminação. Esta definição contempla todas as fases desde o “berço” até ao “túmulo” (“*cradle-to-grave*”). Para a Organização Internacional para a Normalização (ISO), a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) consiste na compilação e avaliação das entradas, saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida (ISO 2006b). Por seu lado, a Agência Europeia do Ambiente, especifica um pouco mais o conceito considerando a ACV como um processo que permite avaliar os encargos ambientais e potenciais impactos associados ao ciclo de vida de um produto, processo ou atividade, identificando e quantificando a energia e materiais utilizados, os resíduos produzidos e as emissões descarregadas no ambiente. Assim, este método possibilita a

identificação e avaliação de oportunidades que conduzam a uma melhoria ambiental associado ao ciclo de vida do produto, processo ou atividade (EEA 2003).

Atualmente a ACV é aceite como uma importante ferramenta de gestão ambiental pois agrega uma visão holística, sistemática e multidisciplinar (Pieragostini et al. 2012). Aplicada à gestão de RU, a ACV propicia uma perspectiva alargada aos diferentes sistemas. A ACV pode funcionar como uma importante ferramenta de apoio à decisão em matéria da avaliação ambiental das diferentes opções disponíveis ao nível de gestão, processos ou técnicas de tratamento de RU (Matos et al. 2007).

No presente estudo a ACV utilizada é baseia-se na série ISO 14040, considerada na generalidade como a mais consensual (Rebitzer et al. 2004). Segundo a referida norma, numa ACV são identificadas 4 fases que interagem entre si ao longo do processo (ISO 2006b): i) a definição do objetivo e âmbito, ii) a análise de inventário, iii) a avaliação de impacte e iv) a interpretação, tal como esquematizado na Figura 4.1. No entanto, a ISO especifica que não existe um único método para formular uma ACV, podendo ocorrer algumas modificações ou ajustamentos se forem necessárias, no entender das instituições/empresas que as utilizam.

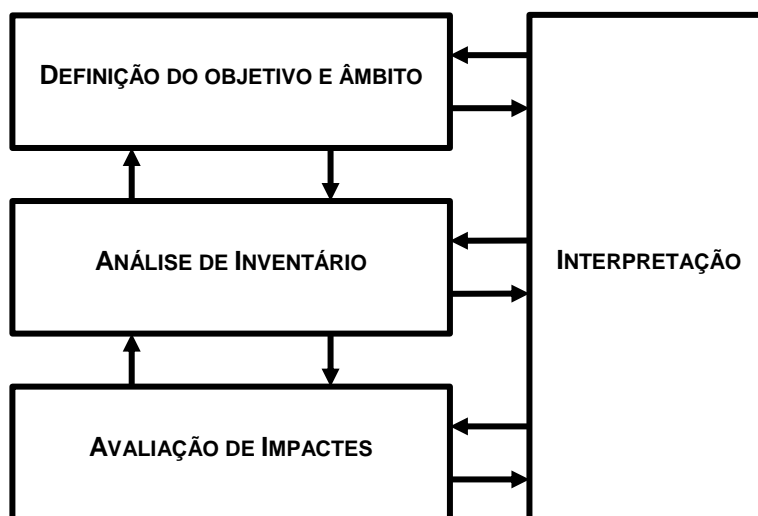


Figura 4.1 – Estrutura de uma ACV (ISO 2006b)

Segundo a norma ISO 14040, o objetivo do estudo e âmbito devem ser claros e consistentes relativamente ao objeto do estudo. No objetivo deve ser comunicada de forma clara a razão da elaboração ACV e a aplicação pretendida. No âmbito, devem estar mencionadas a função em estudo, a unidade funcional (UF) escolhida e as fronteiras do sistema. Também é importante referir a qualidade dos dados utilizados, bem como, as limitações do estudo (ISO 2006a).

Na fase de análise de inventário, pretende-se quantificar as emissões de poluentes e a utilização de recursos associados aos processos e subprocessos que integram o sistema do estudo, elaborando Inventários Ciclo de Vida (ICV). Para tal, a norma ISO 14040, propõe que sejam mencionadas as formas de recolha dos dados referentes aos fluxos de materiais e energia, e qualidade dos mesmos, bem como, os procedimentos de cálculo e agregação de dados e aplicados a cada situação (ISO 2006b).

Com a terceira fase, a AICV, pretende-se transformar os resultados de ICV em perfis ambientais, associando-os às categorias de impacte escolhidas para avaliar o desempenho ambiental do sistema em estudo. Para que tal seja possível segundo as normas ISO 14040, devem ser desenvolvidos seis elementos distintos, três dos quais opcionais. Os elementos obrigatórios necessários para produzir o perfil ambiental são: i) seleção de categorias de impacte, indicadores de categoria e modelos de caracterização; ii) Classificação e iii) Caracterização. Para o presente estudo, a fase de AICV é composta apenas pelos elementos obrigatórios (ISO 2006b).

A última fase que compõe a ACV, consiste na fase de interpretação. Nesta fase, a ISO 14040, especifica que devem ser identificados os elementos significativos com base nos resultados do ICV e AICV. É igualmente requerida a avaliação dos resultados através de verificações de integridade e análise de sensibilidade. Por fim, devem ser estipuladas as principais conclusões do estudo, identificar as limitações atestadas e sugerir recomendações para trabalhos futuros que se assemelhem ao objetivo e âmbito do estudo (ISO 2006b).

Uma descrição mais detalhada das fases que compõe o ACV, podem ser consultadas no Anexo I – Descrição das fases que compõe a avaliação do ciclo de vidano qual estão ainda mencionadas algumas formas possíveis de aplicação desta ferramenta à gestão de RU.

4.2 DEFINIÇÃO DO OBJETIVO E ÂMBITO

Nas próximas subsecções serão especificados os motivos que levaram à elaboração do estudo de ACV e a sua aplicação, bem como os elementos que integram o âmbito do mesmo.

4.2.1 OBJETIVO DO ESTUDO

O objetivo deste estudo consiste em utilizar a ACV para avaliar o desempenho ambiental de 3 sistemas de gestão aplicado aos RU produzidos no município de SJM.

Para tal a cada sistema atribui-se a designação de cenários. O cenário 1 consiste no modelo de gestão atual, segundo o qual todos os resíduos indiferenciados recolhidos no município são encaminhados para aterro, não sendo sujeitos a mais nenhum processo de tratamento e/ou valorização. O cenário 2 contempla a entrada em funcionamento da nova central de tratamento físico e biológico (TMB) de Aveiro e consequentes processos de tratamento e valorização. No cenário 3 é idealizado um novo modelo estratégico, apostando na criação de um fluxo específico de bioresíduos e consequente valorização orgânica, com o intuito de desviar a fração orgânica dos RU municipais da deposição em aterro.

4.2.2 ÂMBITO DO ESTUDO

Como âmbito do estudo considera-se o sistema a gestão de RU produzidos no município de SJM em função das diferentes operações que integram cada um dos cenários, de forma a ser possível diferenciar e comparar as respetivas performances ambientais, tais como: a recolha; transporte, triagem, valorização orgânica, valorização multimaterial e deposição em aterro.

4.2.2.1 UNIDADE FUNCIONAL E FRONTEIRAS DO SISTEMA

A unidade Funcional (UF) adotada ao presente estudo considera a recolha de uma tonelada de RU no município.

Já a fronteira do sistema (FS) abrange a gestão em baixa, da responsabilidade do município, e a gestão em alta, coincidente com os limites administrativos das entidades gestoras dos sistemas multimunicipais, para os quais é direcionado o RU recolhido. Na Figura 4.2 está a representação geral das fronteiras do sistema. Representações mais completas serão feitas posteriormente, na descrição de cada cenário, pois existem diferenças nas operações utilizadas, nomeadamente na gestão em alta. No entanto, os princípios aplicados à gestão em baixa são transversais a todos os cenários, contemplando uma recolha e transporte dos RU.

Na FS não estão incluídas as fases que antecedem a rejeição dos RU por parte dos municípios, tal como a manufatura dos bens de consumo ou a utilização dos mesmos. Também não são incluídas as fases a jusante dos processos que originem produtos como matérias-primas secundárias e composto, e respetiva venda para produção de novos bens e aplicação em solos. Da mesma forma, não são consideradas as emissões evitadas com a obtenção de energia devido à queima do biogás produzido.



Figura 4.2 – Esquema genérico das Fronteiras do Sistema

Todas as operações analisadas ocorrem em Portugal continental e os dados recolhidos dizem respeito aos RU produzidos e recolhidos durante o ano de 2010.

A comunidade científica, os órgãos de administração local e as empresas de gestão de RU são o público alvo do presente estudo.

4.2.2.2 FONTES DE INFORMAÇÃO E QUALIDADE DOS DADOS

A recolha de dados para o presente estudo segue uma linha hierárquica de fontes para a qual é dada prioridade aos valores medidos *in situ* relativamente ao sistema em estudo. O tipo de fontes mencionadas anteriormente nem sempre se encontram disponíveis, devido às políticas de confidencialidade, assim foi necessário por vezes utilizar dados provenientes da literatura específica que mais se assemelhem com o pretendido através de artigos científicos ou manuais técnicos. Quando existe a impossibilidade de obter dados pelas anteriores referidas fontes, torna-se necessário estimar valores, tendo sempre explicada a argumentação da escolha e os pressupostos associados.

Os dados relativos às emissões e utilização de recursos respeitantes aos processos que integram os 3 cenários estudados, como por exemplo a produção de eletricidade, provêm de bases de dados específicas, visto que a exigência da informação adicional necessária para a formulação destas bases ultrapassaria o âmbito do estudo. Na próxima secção são descritas as bases de dados utilizadas e as suas características.

4.2.2.3 BASES DE DADOS.

Neste estudo a maioria dos Inventários de Ciclo de Vida (ICV) utilizados foram importados da bases de dados Ecoinvent v2.2. (2010). Desenvolvida pela Swiss Centre for Life Cycle Inventories a base de dados ecoinvent acomoda mais de 4000 ICV associados a produtos, serviços e processos, aplicados a diversos sectores de atividade onde se incluem os setores da energia, transporte e gestão de resíduos (Ecoinvent et al. 2007b). A escolha desta base de dados recai na credibilidade que apresenta concretamente em termos de abrangência de aplicações, qualidade dos dados e detalhe dos seus inventários (De Schryver 2010; Teixeira 2010). A base de dados ecoinvent está disponível *on-line* e os ficheiros que faculty podem ser descarregados mediante aquisição da licença (<http://www.ecoinvent.org/>). No presente estudo foram transferidos a partir desta base de dados, para cada processo, dois tipos de ficheiros contendo informações distintas- *raw data file* e ICV. O primeiro identifica os subprocessos incluídos no processo em análise (por exemplo a transformação de um recurso natural em recurso tecnológico necessário como componente processual) permitindo a identificar se este se adequa ao âmbito do trabalho. Quanto ao LCI, este inclui os dados relativos a todos os recursos naturais (por exemplo gás natural, carvão) utilizados nos processos em estudo (seja a sua aplicação em bruto ou na que estejam na origem da produção de um bem tecnológico utilizado como componente processual), bem como todas as emissões para a atmosfera, água ou solo consequentes do processo produtivo.

Outra base de dados empregue no estudo é a ELCD *core database*, baseada em dados provenientes de indicadores de atividades praticadas na União Europeia. São inventários desenvolvidos com o patrocínio da Comissão Europeia e acessíveis gratuitamente sem restrições de acesso ou utilização (<http://lct.jrc.ec.europa.eu/>). Neste caso, só estão disponíveis para descarregamento os ICV dos diferentes processos que compõem a base de dados ELCD.

Ambas as bases de dados são disponibilizadas em forma de ficheiro (com extensão xml) cujo conteúdo obedece a modelo apropriado para um estudo ACV.

4.2.2.4 SOFTWARE DE APLICAÇÃO

Para o estudo ACV utilizou-se o *software* MS Excel[®] pois é uma ferramenta que permite a importação dos dados ICV dos processos contidos nos ficheiros das bases de dados. Este *software* é igualmente útil para a execução de cálculos complexos necessários para a ACV, podendo igualmente ser moldado consoante as preferências do utilizador

e, com alguma experiência na sua utilização, pode tornar-se numa ferramenta relativamente fácil de manipular. Todavia, a aplicação do MS Excel[®] num estudo ACV, devido quantidade e diversidade de fluxos de materiais em análise, constitui um processo complexo e moroso.

4.2.2.5 LIMITAÇÕES E PRESSUPOSTOS

A principal limitação do estudo reside no facto da maior parte dos dados operacionais utilizados advirem de relatórios de atividades (muitas vezes indisponíveis por questões de confidencialidade) e documentação genérica e científica. Num contexto ideal, dados obtidos *in loco* providenciariam resultados incontestáveis quanto à qualidade dos dados aplicados e consequentes resultados alcançados. Outro fator limitante é a aplicação da ACV apenas no contexto ambiental, não abordando os aspetos económicos e sociais associados aos diferentes modelos de gestão estudados. Também é provável a ocorrência de perda de informação resultante dos processos de cálculo dos indicadores.

A utilização de inventários genéricos para as operações de gestão de resíduos no estudo não reflete os fluxos de elementos reais mas sim uma aproximação dos mesmos. Esta é no entanto uma prática comum nos estudos de ACV.

As aproximações efetuadas e valores arbitrados, devido à falta de informações concretas, encontram-se referenciados e contextualizados ao longo da análise de inventário.

Do método escolhido para a elaboração da avaliação de impacte ciclo de vida, são só consideradas 5 categorias, sendo escolhidos apenas as substâncias e recursos mais significativos para os impactes gerais de cada uma dessas categorias.

4.2.2.6 TIPOS DE IMPACTES E METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO DE IMPACTES

Para o presente estudo de ACV, a extração de recursos naturais e a emissão de poluentes são consideradas como as principais intervenções ambientais, com consequências a nível local, regional e, no limite, planetário.

O método de caracterização utilizado para determinar potenciais de impactes ambientais de cada um dos cenários de gestão e respetivas operações, baseia-se método CML 2010 descrito no guia "*Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards*", desenvolvido pelo Centro de Ciências Ambientais da Universidade de Lieden (Guinée et al. 2001).

São 5 as categorias de impacto consideradas neste estudo, estando estas indicadas na Tabela 4.1 onde se encontram igualmente descritos os respetivos modelos de caracterização e os fatores de emissão dos potenciais de impacto.

Tabela 4.1 – Categorias de impacto utilizadas no estudo com respetivos fatores de caracterização e modelos de caracterização (adaptado de Heijungs et al. (1992))

Categorias de impacto	Indicador	Fator de caracterização	Modelo de caracterização
Alterações climáticas (AC)	kg CO ₂ eq	Potencial de aquecimento global para um horizonte temporal de 100 anos (PAG ₁₀₀)	Calculado com base no modelo desenvolvido pelo IPCC que define o potencial de aquecimento global dos diferentes gases de efeito de estudo
Depleção de recursos abióticos (DR)	kg Sbeq	Potencial de depleção e recursos abióticos (PDR)	Baseado na taxa de extração de minerais e combustíveis fósseis, nas reservas disponíveis e respetivas taxas de acumulação
Formação de oxidantes fotoquímicos (FOF)	kg C ₂ H ₄ eq	Potencial de formação de oxidantes fotoquímicos (PFOF)	Calculado com base no modelo UNECE <i>Trajectory</i> , que indica a capacidade potencial dos COV para produzir ozono
Acidificação (ACD)	kg SO ₂ eq	Potencial de acidificação (PACD)	Calculado com o modelo adaptado RAINS 10, descrevendo o destino e a deposição das substâncias acidificantes
Eutrofização (EU)	kg PO ₄ ³⁻ eq	Potencial de eutrofização (PEU)	Baseado em procedimentos estequiométricos

Na fase de AICV é possível obter os perfis de impacto de cada cenário a conjugação das categorias de impacto definidas anteriormente, através dos potenciais de impacto, aos dados de ICV para os diferentes processos.

4.2.2.7 DESCRIÇÃO DO CENÁRIO 1 (SITUAÇÃO ATUAL)

O cenário 1, esquematizado na Figura 4.3, corresponde ao atual modelo de gestão dos resíduos urbanos do município de SJM, desde a sua recolha até ao seu destino final, neste caso a deposição em aterro.

Tal como é observável na referida figura, só são estudadas as fases após do descarte dos RU por parte dos municipais aquando a deposição dos mesmos nos equipamentos disponíveis para o efeito.

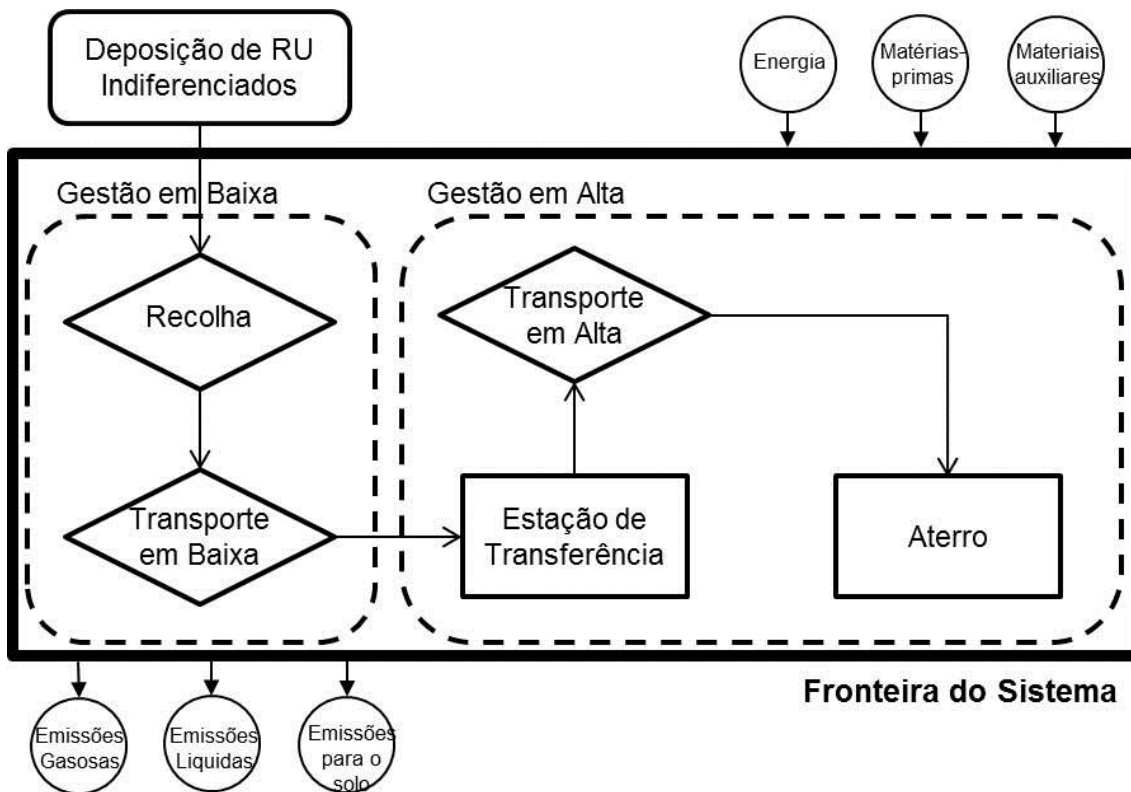


Figura 4.3 – Fronteira do sistema para o cenário 1

Portanto, a primeira operação a ser considerada consiste na coleta dos RU pelos 2 veículos de recolha disponíveis, referidos na secção 3.2.3. Os dois veículos pesados, segundo informações disponibilizadas pela RECOLTE, apresentam diferentes capacidade de carga (15 e 20 m³) e percorrem dois circuitos predefinidos distintos. Depois de percorridos os circuitos, ou quando preenchem a carga durante o percurso, os veículos transportam os RU até à ET (transporte em baixa). Na ET os veículos são pesados à entrada da instalação, descarregam os RU e novamente pesados à saída, de forma a quantificar a massa transportada.

Na ET os resíduos passam por um compactador industrial e são alocados em contentores de semi-reboque com capacidade carga de 40m³. Cada semi-reboque é posteriormente conectado a um veículo pesado e transportado para o aterro controlado de Aveiro (transporte em alta).

Ao dar entrada nas instalações do aterro, dá-se a pesagem dos veículos, repetindo-se o processo à saída, após a descarga nos RU na zona de exclusiva para o efeito. No aterro os resíduos são encaminhados, por maquinaria pesada, para uma célula a ser

preenchida no dia, que quando esgotada a sua capacidade, é confinada com terra. Os lixiviados produzidos pela decomposição dos RU confinados nas células, são tratados na estação de tratamento de águas e lixiviados (ETAL). O biogás é queimado produção de energia eléctrica. Os procedimentos da gestão em alta podem ser consultados no sítio *online* da ERSUC.

4.2.2.8 DESCRIÇÃO DO CENÁRIO 2 (TRATAMENTO MECÂNICO E BIOLÓGICO)

O cenário 2 consiste no modelo de gestão que irá ser implementado após a entrada em funcionamento da unidade de TMB em Aveiro.

Com o novo modelo (Figura 4.4), a gestão em baixa não sofre qualquer alteração relativamente ao cenário 1.

A primeira diferença entre cenários ocorre no transporte em alta dos RU, que são encaminhados para as instalações da TMB, localizada na freguesia de Eirol, concelho de Aveiro (EGF 2006).

Na TMB os RU são despejados numa fossa de receção para serem submetidos posteriormente a um processo de separação mecânica intensiva por ação de equipamento especialmente concebido para o efeito. Deste processo resultam 4 fluxos de materiais: i) materiais com viabilidade para reciclagem, ii) CDR, iii) fração fina constituída por matéria orgânica e inertes de pequena dimensão e iv) refugos do processo de separação. Os dois primeiros fluxos são respetivamente enviados para reciclagem e valorização energética. Os refugos ou rejeitados são encaminhados directamente para aterro. Por fim, a fração fina submetida a um tratamento biológico.

O tratamento biológico processa-se utilizando reactores de digestão anaeróbia, no qual ocorre a degradação da matéria orgânica. O material sólido resultante do processo de digestão passa por um processo de desidratação em túneis fechados, seguido de um processo de estabilização biológica num espaço ao ar livre. No processo de digestão nos reatores ocorre a produção de biogás que é armazenado para produção de energia eléctrica.

No Projeto da Unidade TMB, está idealizado que o composto depois de estabilizado e afinado é ensacado e vendido como fertilizante. No entanto, é conhecido que o composto que apresenta qualidade suficiente para ter valor comercial provém da fracção orgânica dos RU recolhida separadamente (Matos et al. 2004; Güereca et al. 2006; Boldrin et al. 2011). Como para este caso, a valorização orgânica é aplicada a um material originário da mistura de RU (EGF 2006), considera-se que todo o composto

produzido é encaminhado para aterro, por não possuir uma qualidade que permita a sua aplicação na agricultura.

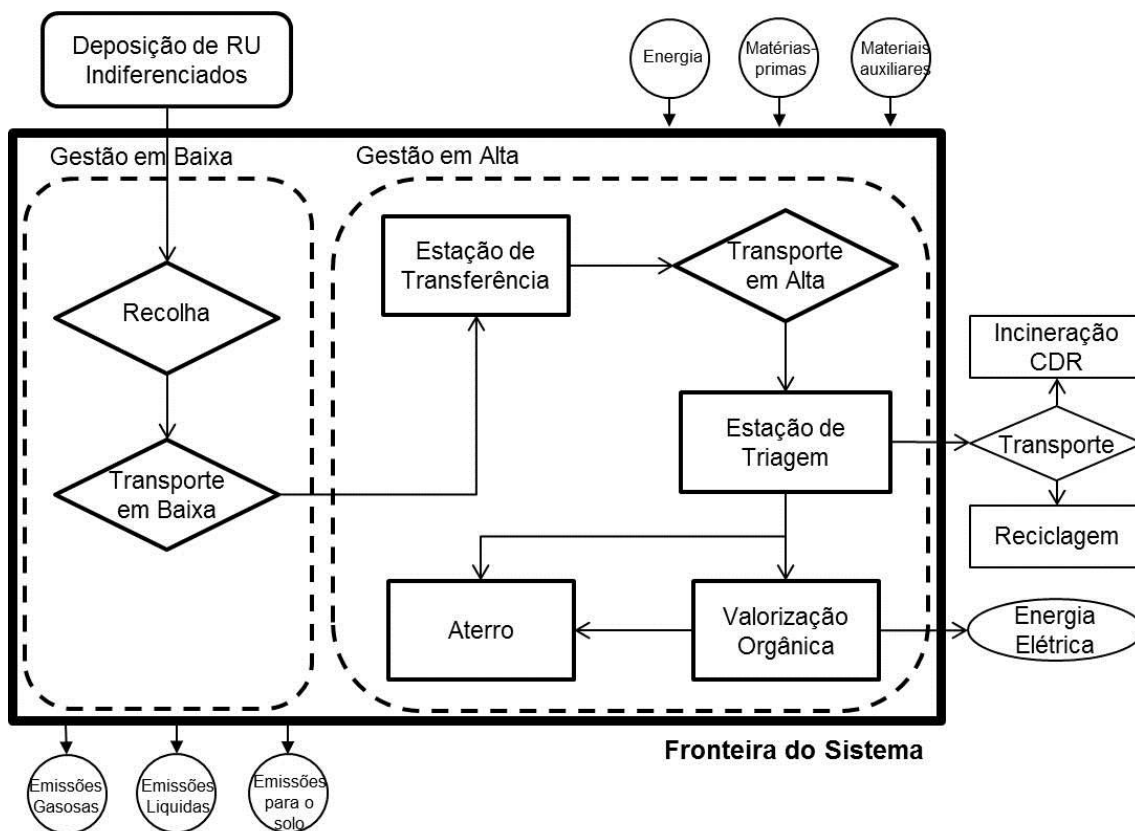


Figura 4.4 – Fronteira do sistema para o cenário 2

As operações de separação mecânica e digestão anaeróbia anteriormente mencionadas estão detalhadamente descritas na secção 2.5.3

Por fim, falta mencionar a deposição em aterro, última operação do modelo que integra as fronteiras do sistema. Apesar de estar projetada a construção de um novo aterro controlado de apoio à TMB, as características consideram-se iguais às do actualmente em exploração, isto é, o aterro considerado nos cenários 1 e 2.

Ao contrário do cenário 1, nem todo os RU recolhidos no município serão depositados em aterro devido aos processos de tratamento usados neste modelo. As quantidades desviadas serão descritas quando analisados os ICV de cada operação em estudo.

4.2.2.9 DESCRIÇÃO DO CENÁRIO 3 (RECOLHA BIORESÍDUOS + TRATAMENTO MECÂNICO E BIOLÓGICO)

Este é o único dos cenários que propõe mudanças no sistema de gestão em baixa com a inclusão de uma recolha seletiva de uma fração dos bioresíduos contidos nos RU indiferenciados, tal como representado na Figura 4.5. O conceito aplicado baseia-se nas

linhas orientadores da Comissão Europeia de encontro à diminuição da deposição em aterro da fração orgânica dos RU (Diretiva 99/31/CE), já com uma base prática na atual legislatura nacional (DL 183/2009), e antevendo a provável diminuição da quantidade de mínima de resíduo orgânico biodegradável a ser admitida em aterro.

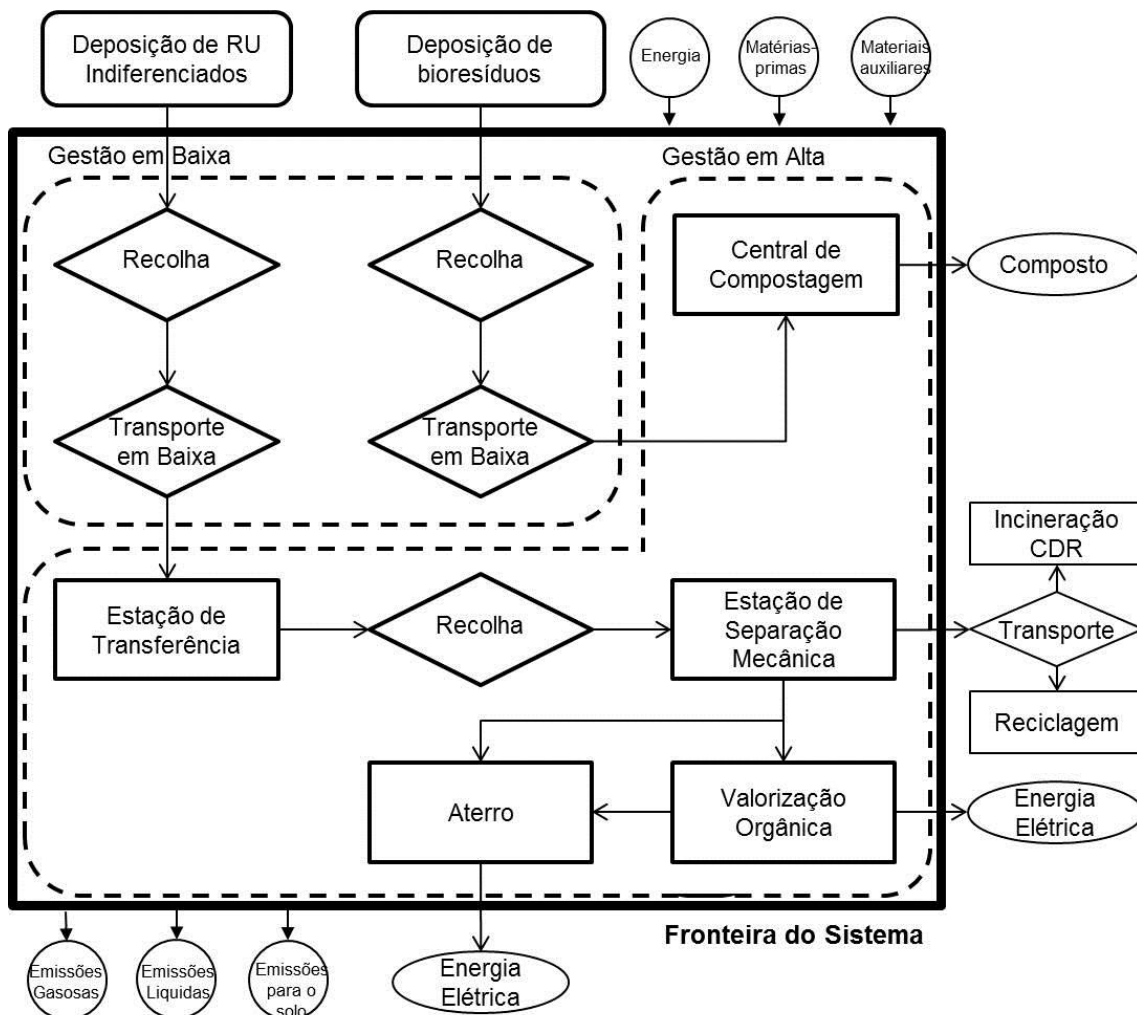


Figura 4.5 – Fronteira do sistema para o cenário 3

Recolhido o bioresíduo, é necessário encaminhá-lo para um destino adequado. Como foi referido na caracterização do cenário 2, a valorização orgânica, adotada pelo plano multimunicipal que abrange o município de SJM, aplica-se apenas à fração fina, separada mecanicamente dos RU indiferenciados, produzindo composto sem qualidade comercial, conseqüentemente depositado em aterro. Como tal, não ocorreria diferenciação entre o fluxo de bioresíduos, da recolha seletiva, relativamente aos RU recolhidos indiferenciadamente. Assim, será necessária uma opção para a qual essa diferenciação ocorra. Neste estudo a solução escolhida passa por enviar os bioresíduos para a central de valorização orgânica da LIPOR (Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto), na qual se processa a produção de composto

baseado apenas em resíduos orgânicos. Com a opção anterior está igualmente associada a uma vertente económica, visto que ao encaminhar o bioresíduo para a unidade de TMB da ERSUC estes adquiririam a designação de RU indiferenciado, resultando a taxa aplicada no contexto nacional (DL 23/97). Já na central de compostagem da Lipor, não serão aplicadas taxas aos bioresíduos provenientes da recolha seletiva.

No que respeita à gestão dos RU indiferenciados, o modelo é idêntico ao caracterizado no cenário 2. Portanto, os RU indiferenciados são recolhidos por 2 veículos pesados e transportados para a ET. Posteriormente são transferidos para contentores de semi-reboque e encaminhados para a unidade de TMB. Os RU são submetidos a um sistema de separação mecânica, do qual resulta material propício a reciclagem, CDR, um fração fina e refugos. A fração fina é submetida um processo de tratamento biológico originando composto que devido ao inexistente valor comercial, é encaminhado para aterro, juntamente com os refugos e rejeitados das operações previamente descritas.

4.3 ANÁLISE DO INVENTÁRIO CICLO DE VIDA

Com o Inventário Ciclo de Vida (ICV) é pretendido quantificar os fluxos de entrada e saída de cada processo unitário. Para isso é inicialmente necessário caracterizar os 3 cenários, de forma a obter conhecimento de todos os processos envolvidos. Posteriormente, a cada processo é imputada um inventário que se adequa o mais próximo possível às características reais das operações do caso de estudo. Cada inventário requer a recolha de informação de base (medidas, calculadas ou estimadas), assegurando a quantificação dos parâmetros físicos mesuráveis que atravessam a fronteira do sistema. No final, o resultado consistirá numa lista de dados indexada à UF em estudo.

4.3.1 PROCEDIMENTO DE CÁLCULO DOS INVENTÁRIOS CICLO DE VIDA

Para proceder ao cálculo dos ICV de cada cenário, utilizam-se folhas de cálculo do MS Excel[®] nas quais estão organizadas as informações relativas aos processos e subprocessos em estudo e respetivas quantidades de materiais e energia de entrada e saída, recorrendo aos dados contidos nas bases de dados e aos indicadores recolhidos.

Com o cálculo dos ICV pretende-se obter as quantidades de um elemento emitido (por exemplo CO₂, NH₃, PO₄³⁻) ou recursos utilizados (por exemplo carvão, gás natural) para

cada processo estudado, relativamente à UF de referência, utilizando-se para tal a seguinte equação:

$$FE_{pr} \left[\frac{kg_p}{UF} \right] = x_{jk} \times \sum f_{pj} \quad (\text{Eq. 1})$$

Na equação anterior, Com x_{jk} são os coeficientes tecnológicos relativos ao uso de recursos naturais ou tecnológicos j (por exemplo vkm transporte, m³ água, kWh eletricidade) necessários para a operação k processar a UF; f_{pj} são os coeficientes de inventário que representam os recursos naturais utilizados ou emissões produzidas p (por exemplo CO₂, kg carvão) que resultam dos processos tecnológicos j (por exemplo vkm transporte, m³ água) determinados por recurso aos dados contidos nos ICV descarregados das bases de dados.

4.3.2 INVENTÁRIOS DO CICLO DE VIDA DAS OPERAÇÕES DE GESTÃO

Delineados os cenários propostos, é necessário contabilizar a carga ambiental resultante de cada um. Para tal, são utilizados os ICV de cada processo unitário, escolhidos tendo em conta as especificidades das operações estudadas, para calcular a respetiva carga ambiental alocada à sua unidade funcional. Na Tabela 4.2 estão sintetizadas todas as operações que integram os cenários estudados, os inventários utilizados e respetiva origem, bem como as fontes dos restantes indicadores necessários para o cálculo dos ICV.

Tabela 4.2 – Biblioteca de ICV do caso de estudo

Operação	Inventários aplicados	Fontes de indicadores
Recolha e transporte em baixa	<i>operation, lorry 16-32t</i> (#7296 ECOINVENT v2.2)	RECOLTE, ERSUC (2011), Gomes et al. (2008), Williams (2005), Ecoinvent et al. (2007e), Agar et al. (2007) e Google Maps®
Estação de transferência	<i>electricity mix, PT</i> (#705 ECOINVENT v2.2)	Güereca et al. (2006)
Transporte em alta	<i>operation, lorry >32t, EURO5, RER</i> (#7299 ECOINVENT v2.2),	ERSUC (2011), Google maps®
Separação mecânica	<i>electricity, medium voltage, at grid, PT</i> (#787 ECOINVENT v2.2)	EGF (2006)
Digestão anaeróbia	<i>disposal, biowaste, to anaerobic digestion</i> (#6247 ECOINVENT v2.2)	EGF (2006)

Compostagem	<i>compost, at plant</i> (#58 ECOINVENT v2.2)	LIPOR
Aterro	<i>Landfill of municipal solid waste; ES, GR, PT technology mix;</i> <i>Waste water treatment; slightly organic and anorganic contaminated</i> (ELCD core database)	McDougall et al. (2001), Rieradevall et al. (1997)

As próximas secções destinam-se à descrição detalhada dos procedimentos de cálculo dos ICV para cada operação.

4.3.2.1 RECOLHA

Para a operação de recolha, o ICV teve como suporte o inventário do Ecoinvent para veículos pesados “*operation, lorry 16-32t, EURO5, RER*” (#7296). O inventário compreende um espectro alargado de cargas de veículos, e inclui o consumo de combustível, as emissões gasosas devido aos processos de combustão e desgaste do veículo e ainda as emissões provenientes da abrasão dos pneus (Ecoinvent et al. 2007e). O ICV do processo em questão tem como unidade de referência veículo.kilómetro (v.km). Assim, para associar os fatores de emissão à UF do estudo é necessário calcular quantos quilómetros são percorridos e quantos veículos são utilizados para recolher 1 tonelada de RU indiferenciado.

A recolha é efetuada por 2 veículos que percorrem 2 circuitos distintos. Considera-se como circuito 1 (C₁) a trajeto o exterior da cidade, percorrido pelo veículo (T_{c1}) de 15 m³ (V_{Tc1}). No circuito 2 (C₂), o veículo (T_{c2}) de 20 m³ (V_{Tc2}) percorre o interior da cidade. Não foi possível obter a capacidade de carga mássica dos veículos de recolha (M_r), sendo o indicador calculado utilizando valores densidade de RU indiferenciado (ρ_{RU}) e o fator de compactação para RU (r_{RU}) da literatura. Assim a capacidade de carga mássica (máxima) dos veículos é dada por:

$$M_{rTci} [\text{ton}_{RU} \cdot \text{veículo}^{-1}] = V_{Tci} \times \rho_{RU} \times r_{RU} \quad (i=1,2) \quad (\text{Eq. 2})$$

Considerando a densidade médio do RU ρ_{RU}=0,123 ton.m⁻³ (Gomes et al. 2008) e o r_{RU} igual a 6 (Williams 2005), a capacidade mássica para T_{c1} é de 11,1 ton.veículo⁻¹ e para T_{c2} de 14,8 ton_{RU}.veículo⁻¹.

Devido à falta de dados operacionais relativos à quantidade de RU recolhida em cada circuito, arbitrou-se que T_{c1} recolhe 60% (P_{c1}) dos RU totais, correspondendo ao T_{c2} os

restantes 40% (P_{c2}). Segundo dados da ERSUC (2011) a produção de RU no município de SJM em 2010 foi de 11.282 toneladas, implicando uma recolha média diária (m_{Rt}) de 30,91 ton.dia⁻¹. Através de C_1 são recolhidos diariamente 18,5 ton.dia⁻¹. Como a capacidade T_{c1} é de apenas 11,07 toneladas, para completar a rota pré-estabelecida, este veículo terá que efetuar uma descarga durante o percurso. A massa de RU recolhida diariamente por T_{c2} é de 12,4 toneladas. Com capacidade de transportar 14,8 ton.veículo⁻¹, a quantidade recolhida é suficiente para completar a rota diária sem ter que efetuar uma descarga extra. Estes resultados estão em concordância com indicadores operacionais comunicados pela RECOLTE.

Segundo a referida empresa, a média mensal percorrida pelos veículos (d_t) aproxima-se dos 5.300 km, que equivale a 176,7 km por dia, considerando 30 dias/mês. No valor estão englobadas as distâncias relativas à recolha e às deslocações ET. A distância total de recolha (d_R), percorrida pelos dois veículos, calcula-se segundo a seguinte equação:

$$d_R \text{ [km]} = 176,7 - 2d_{SJM_ET} \times (ul_{C1} + ul_{C2}) \quad (\text{Eq. 3})$$

Considerou-se a distância entre SJM e a ET (d_{SJM_ET}), obtida com auxílio ao Google maps®, de 16 km. Como foi referido anteriormente, o nº de descargas (ul_{Ci}) efetuadas pelo veículo T_{c1} e T_{c2} são 2 e 1, respetivamente. Assim, após cálculo, d_r é igual a 80,7 km. Devido à falta de valores operacionais, arbitrou-se que a d_{Rc1} corresponde 70% de d_r (56,5 km) e a d_{Rc2} os restantes 30% (24,2 km).

A Tabela 4.3 apresenta os dados operacionais relativos aos cenários 1 e 2, baseados nos elementos expostos anteriormente.

Tabela 4.3 -Indicadores operacionais da recolha indiferenciada

	Circuito 1	Circuito 2
Volume de carga do veículo V_{Tci} [m ³]	15	20
Capacidade de carga, M_{Tci} [ton _{RU} .veículo ⁻¹]	11,1	14,8
m_i/m_{Rt} [%]	60	40
Distância de recolha, d_{Rci} [km.carga ⁻¹]	56,5	24,2
RU recolhido [ton _{RU} .dia ⁻¹]	18,5	12,4
Nº de descargas diárias (ul_{Ci})	2	1

Neste trabalho também é proposto a recolha seletiva de uma fração dos bioresíduos (cenário 3) atualmente presentes nos RU indiferenciados recolhidos. Esta recolha tem como base a disponibilização de contentores específicos para o efeito, junto dos locais

onde atualmente se encontram os equipamentos de alocação temporária dos RU indiferenciados. Isto implicará que o circuito de recolha seletiva de bioresíduos (C_{bior}) abrangerá os circuitos C1 e C2, atualmente adotados para a recolha de RU indiferenciados, i.e., a distância de recolha de bioresíduos (d_{bior}) seria igual d_r (80,7 km).

Para a recolha seletiva, considera-se a utilização de um veículo (T_{bior}) com $15m^3$ de capacidade, com características mecânicas idênticas aos veículos atualmente utilizados para a recolha dos RU indiferenciados do circuito 1. No limite, o veículo T_{c1} cumpriria a função da recolha seletiva, evitando o investimento em novos veículos. Para calcular a carga mássica máxima do veículo (M_{Rbior}) utiliza-se a Eq. 2, usando os valores experimentais obtidos por Gomes et al. (2008) para os bioresíduos de densidade $\rho_{bior}=0,45 \text{ ton}\cdot\text{m}^{-3}$ e de taxa de compactação $r_{RU}=1$. Assim, segundo os ρ_b é igual a $0,45 \text{ ton}\cdot\text{m}^{-3}$ e r_{RU} igual a 1. Com estes valores, verifica-se que M_{Rbior} terá capacidade para transportar 6,8 toneladas de bioresíduo.

No cenário 3 são considerados 3 sub-cenários respeitantes a diferentes percentagens de bioresíduo segregado dos RU indiferenciados, relativos ao ano de 2010. Assim, para o cenário 3a dá-se a separação na origem de 10% dos bioresíduos presentes nos RU indiferenciados, 25% para o cenário 3b e 50% para o cenário 3c. Para o cálculo da massa produzida diariamente (m_{b3j}) correspondente a cada sub-cenário, foi utilizada a seguinte relação:

$$m_{bior3j} [\text{ton}_{bior}\cdot\text{dia}^{-1}] = w_{bior} \times m_{Rt} \times P_{3j} \quad (j=a,b,c) \quad (\text{Eq. 4})$$

Sendo w_{bior} a fração mássica de bioresíduos na mistura de RU indiferenciados na base tal e qual, m_{Rt} [$\text{ton}_{RU}\cdot\text{dia}^{-1}$] a massa de RU produzida diariamente e P_{3j} [fração de bioresíduos segregada na fonte para recolha seletiva]. Para o ano de 2010, a m_{Rt} média do município foi de $30,91 \text{ ton}_{RU}\cdot\text{dia}^{-1}$ apresentando uma w_{bior} de 0,49 (ERSUC 2011). Portanto, para o cenário 3a ($P_{3a}=0,10$), m_{b3a} por segregação na fonte é de $1,52 \text{ ton}_{bior}\cdot\text{dia}^{-1}$, para o cenário 3b ($P_{3b}=0,25$), m_{b3b} é de $3,80 \text{ ton}_{bior}\cdot\text{dia}^{-1}$ e por fim para cenário 3c ($P_{3c}=0,50$), m_{b3c} é de $7,59 \text{ ton}_{bior}\cdot\text{dia}^{-1}$ (Tabela 4.5).

De forma a controlar custos operacionais insustentáveis devido a produções baixas de bioresíduos, considera-se que quando m_{b3i} é inferior a $0,5M_{Rbior}$ (i.e. $3,4 \text{ ton}\cdot\text{dia}^{-1}$), a operação de recolha será efetuada de 2 em 2 dias. Considera-se que 1 dia sem recolha representa o máximo de tempo aceitável de forma a evitar a emissão de odores desconfortáveis para a população, provenientes da decomposição dos bioresíduos nos contentores de deposição. Assim, atendendo aos valores de m_{bior3i} e M_{Rbior} , a condição de recolha referida anteriormente aplica-se apenas para o cenário 3a, enquanto para o cenário 3b antevê uma descarga diária e para o cenário 3c a recolha de bioresíduos

produzido é superior à carga do veículo de recolha necessitando este de efetuar 2 descargas diárias.

A recolha de RU indiferenciados no cenário 3 difere dos restantes dois cenários apenas nas quantidades recolhidas diariamente por cada circuito (C_1 e C_2), sendo:

$$m_{ci} [\text{ton}_{RU} \cdot \text{dia}^{-1}] = (m_{Rt} - m_{bior3j}) \times P_{ci} \quad i=(1,2); (j=a,b,c) \quad (\text{Eq. 5})$$

Portanto, os valores de C_1 obtidos são 17,6; 16,3; e 14,0 $\text{ton}_{RU} \cdot \text{dia}^{-1}$ para os sub-cenários 3a, 3b e 3c respetivamente. Já para C_2 , mantendo a mesma ordem de ideias, os valores são 11,8; 10,8 e 9,3 $\text{ton}_{RU} \cdot \text{dia}^{-1}$.

Todas as variáveis operacionais relevantes do cenário 3, estão sintetizadas na Tabela 4.5.

Tabela 4.4 Indicadores operacionais da recolha seletiva de bioresíduos

Volume de carga do veículo [m^3]	Capacidade de carga [ton_{bior}]	Distância de recolha [km]
15	6,8	80,7

Tabela 4.5 -Indicadores relevantes das recolhas indiferenciada e de bioresíduos para o cenário 3

Sub-cenário	Circuitos	Massa recolhida recolhido [$\text{ton} \cdot \text{dia}^{-1}$]	Descargas diárias (ul_{ci})	M_{Rci}/m_{Rt} [%]
3a (P_{3a} 10%)	C1	17,6	2	57,1
	C2	11,8	1	38,0
	Cbior	1,5	0,5*	4,9
3b (P_{3b} 25%)	C1	16,3	2	52,6
	C2	10,8	1	35,1
	Cbior	3,8	1	12,3
3c (P_{3c} 50%)	C1	14,0	2	45,3
	C2	9,3	1	30,2
	Cbior	7,6	2	24,6

*recolha efetuada de 2 em 2 dias.

A última variável a ter em conta está relacionada com as diferenças de consumos de diesel dos veículos, na recolha e nas viagens para descarga na ET. Este facto tem relativa importância visto que a base de dados escolhida foi formulada no contexto de consumo combinado (*“fleet average”*) e tem como principal fonte de emissões a combustão de combustível (Ecoinvent et al. 2007e). Para uma adaptação ao processo de recolha, é necessário ter em conta o regime de consumo de pára-arranca (*stop&go*)

a que os veículos estão sujeitos nas movimentações entre contentores. Assim, calcula-se o fator de ónus do consumo ($f_{s\&g}$) relativamente ao consumo combinado, através da relação entre consumos médios de cada regime.

Admite-se que o consumo médio para as deslocações de descarga ($\overline{F_{SJM_ETt}}$) é igual ao consumo especificado no Ecoinvent et al. (2007e), i.e. igual a $0,255 \text{ L.km}^{-1}$. O consumo médio da frota ($\overline{F_t}$) do modelo atual cifra-se nos $0,73 \text{ L.km}^{-1}$ (valor operacional disponibilizado pela RECOLTE). O indicador do consumo em regime pára-arranca ($\overline{F_r}$) é obtido segundo a equação:

$$\overline{F_R} [\text{L. km}^{-1}] = \frac{\overline{F_t} \times d_t - [\overline{F_{SJM_ETt}} \times 2 \times 3 \times d_{SJM_ET}]}{d_R} \quad (\text{Eq. 6})$$

Considerando as condições de distâncias percorridas para a recolha e deslocações de descarga relativas aos cenários 1 e 2, o consumo médio para os veículos durante o processo de recolha (regime *stop & go*) é de $1,3 \text{ l.km}^{-1}$. Este valor está em linha com valores propostos por Agar et al. (2007) de $0,9 \pm 0,4 \text{ km.L}^{-1}$.

Considerando os valores de $\overline{F_r}$ e $\overline{F_{SJM_ETt}}$, verifica-se que o agravamento de consumo médio no regime de recolha é de 5,08 vezes, relativamente ao consumo combinado.

Neste momento, com todas as variáveis e indicadores analisados neste capítulo, é possível relacionar os parâmetros de entrada da base de dados (vkm) com a UF e conseqüentemente elaborar o ICV, obtendo-se a emissão específica média (FE) do elemento p para cada veículo de recolha. Para tal utiliza-se a seguinte equação:

$$FE_{pRci} \left[\frac{\text{kg}_p}{\text{UF}} \right] = \sum f_{p,vkm} \times \frac{d_{Rci}}{m_{Rci}} \times 5,08 \times \frac{m_{Rci}}{m_{RT}} \quad (i=1,2,\text{bior}) \quad (\text{Eq. 7})$$

Na equação anterior estão representados o esforço de recolha, o fator de agravamento de consumo de combustível no regime pára-arranca e a fração de resíduo recolhido por circuito relativamente ao total.

A FE global processo de recolha de cada cenário, é obtida utilizando a seguinte equação:

$$FE_{pR} \left[\frac{\text{kg}_p}{\text{UF}} \right] = \sum FE_{pRci} \quad (i=1,2,\text{bior}) \quad (\text{Eq. 8})$$

4.3.2.2 TRANSPORTE EM BAIXA

Como operação de transporte em baixa, considera-se o encaminhamento dos resíduos recolhidos (em SJM) para a ET. No cálculo das emissões foi usado o ICV do mesmo

processo do transporte na recolha, ou seja o “*operation, lorry 16-32t, EURO5, RER*” (#7296) (Ecoinvent et al. 2007e).

Nos cenários 1 e 2, o processo de transporte baixa consiste no transporte dos RU indiferenciados do município até à ET, pelo mesmo veículo que os recolheu. Portanto, os contornos operacionais são idênticos para os dois cenários, utilizando idênticos parâmetros de entrada e consequentemente originando iguais impactes. No cenário 3, e respetivos sub-cenários, o transporte em baixa consiste no transporte dos bioresíduos até à central de compostagem da LIPOR localizada em Baguim do Monte, concelho de Gondomar, e também o transporte do restante RU indiferenciado desde SJM até à ET.

para a produção diária de RU (m_{Rt}), as massas de resíduos recolhidas por circuito (m_{Rci}) e o número de descargas diárias por circuito, são utilizados os indicadores calculados anteriormente. Para os circuitos 1 e 2, a distância de transporte em baixa (d_{TBC1} e d_{TBC2}) será igual 32 km, correspondente ao dobro da distância do município até à ET (ida e volta).

A distância do transporte dos bioresíduos, provenientes do circuito de recolha seletiva para a Central da Compostagem da LIPOR ($d_{TBCbior}$), corresponde ao dobro do valor da distância entre o município e a central de compostagem (43km, valor obtido com auxílio ao Google maps[®]), correspondendo a 86 km.

Na Tabela 4.6 e Tabela 4.7 estão representados os indicadores necessários para a formulação do ICV aplicado ao transporte em baixa.

Tabela 4.6 Indicadores operacionais do transporte em baixa

Circuitos	Distâncias de transporte em baixa [km]	Cenários	Descargas diárias (ul_{Ci})
1	32	C1,C2 e C3	2
2	32		1
bior	86	C3a	0,5*
		C3b	1
		C3c	2

*transporte efetuado de 2 em 2 dias

Tabela 4.7 – Indicadores relevantes para o transporte em baixa

Cenário	Circuitos	Massa recolhida recolhido [ton.dia ⁻¹]	m _{Rci} /m _{Rt} [%]	
1 & 2	C1	18,5	60,0	
	C2	12,4	40,0	
3	3a (P _{3a} 10%)	C1	17,6	57,1
		C2	11,8	38,0
		Cbior	1,5	4,9
	3b (P _{3b} 25%)	C1	16,3	52,9
		C2	10,8	35,1
		Cbior	3,8	12,3
	3c (P _{3c} 50%)	C1	14,0	45,3
		C2	9,3	30,2
		Cbior	7,6	24,6

Com os indicadores mencionados anteriormente é possível calcular a emissão específica média do poluente “p” no transporte em baixa, relacionando a unidade de referência do processo de transporte (vkm) com a UF, aplicando a seguinte equação:

$$FE_{pTBci} \left[\frac{kg_p}{UF} \right] = \sum f_{p,vkm} \times \frac{ul_{Ci} \times 2 \times d_{TBci}}{m_{Rci}} \times \frac{m_{Rci}}{m_{Rt}} \quad (i=1,2,bior) \quad (\text{Eq. 9})$$

O FE global processo de transporte em baixa de cada cenário, é obtida utilizando a equação 7.

4.3.2.3 ESTAÇÃO DE TRANSFERÊNCIA

Na ET, a operação com maior relevância é a passagem dos RU por um compactador industrial, anteriormente à deposição dos mesmos em contentores fechados de elevada capacidade. Assim, à partida, não estão contempladas perdas de massa do resíduo originalmente recolhido. Portanto, para o ICV da estação de transferência é utilizado o inventário do Ecoinvent relativo à rede de energia elétrica de Portugal “*electricity mix, PT*” (#705). O inventário tem como parâmetro de entrada kWh e foi modelado de acordo com as fontes de produção energética do país, bem como, os esforços de distribuição até ao consumidor final (Ecoinvent et al. 2007a).

Não foi possível recolher informações operacionais da ET de Ossela. Assim, utiliza-se como requisito de consumo elétrico do compactador para processar uma tonelada de RU, o valor proposto por Martins et al. (2012): 1,7 kWh/ton_{RU}.

Na Tabela 4.8, baseada nos dados de recolha, estão descritas a percentagem do RU produzido (m_{Rt}) que é encaminhado para ET (m_{ET}) relativamente os diferentes cenários:

Tabela 4.8 – Percentagem de RU enviado para a Estação de Transferência

Cenários	m_{ET}/m_{Rt} [%]
1 & 2	100
3a	95,1
3	3b 87,7
	3c 75,4

As relações entre o inventário ciclo de vida (kWh) e a UF para o cálculo dos impactes da ET baseiam-se na seguinte equação:

Com os indicadores mencionados anteriormente é possível calcular a emissão específica média do poluente “p” para a ET, relacionando a unidade de referência (kWh) com a UF, aplicando a seguinte equação:

$$FE_{pET} \left[\frac{kg_p}{UF} \right] = \sum f_{p,kWh} \times 1,7 \times \frac{m_{ET}}{m_{Rt}} \quad (\text{Eq. 10})$$

4.3.2.4 TRANSPORTE EM ALTA

Para a operação de transporte em alta é considerado o transporte dos RU a partir da ET de transferência até ao local da seguinte operação de gestão. O ICV teve como base o inventário doecoinvent para veículos pesados “*operation, lorry >32t, EURO5, RER*” (#7299), formulado em função de veículo.kilómetro (v.km) e modelado segundo tramites idênticos ao inventário utilizado para as operações de recolha e transporte em baixa.

Transporte é efetuado por veículos de semi-reboque que carregam contentores fechados com uma capacidade estimada de 40m³. A capacidade de carga dos veículos (M_{TA})foi calculada utilizando a equação 2, obtendo-se o valor de 29,5 toneladas.

No modelo actual (cenário 1) os RU são transportados para as instalações do aterro controlado de Aveiro, localizado a 36,4 km (Google maps®). Assim, a distância percorrida em alta (d_{TA}) do cenário 1 corresponde a 72,8 km (ida e volta). Para os cenários 2 e 3, o transporte em alta define o transporte para a unidade de TMB, a 48,5 km da ET (Google maps®), correspondendo para ambos um $d_{TA}=97$ km.

Tabela 4.9 - Indicadores operacionais do transporte em alta

Cenários	Capacidade de carga M_{TA} [ton _{RU} .veículo ⁻¹]	Distâncias de transporte em alta d_{TA} [km]
1	29,5	72,8
2 & 3	29,5	97

Com base nos indicadores da Tabela 4.8 e Tabela 4.9, é possível calcular a emissão específica média do poluente “p” para o TA, relacionando a unidade de referência de transporte (vkm) com a UF, aplicando a seguinte equação:

$$FE_{pTA} \left[\frac{kg_p}{UF} \right] = \sum f_{p,vkm} \times \frac{d_{TA}}{m_{ET}} \times \frac{m_{ET}}{m_{RT}} \quad (\text{Eq. 11})$$

4.3.2.5 ESTAÇÃO DE TRIAGEM

Os impactes da Separação Mecânica (SM) baseiam-se apenas no consumo elétrico necessário para operacionalizar o processo. Assim, é considerado o inventário do ecoinvent relativo à rede elétrica de média tensão “*electricity, medium voltage, at grid, PT*” (#787) formulada em kWh por UF. O inventário foi modelado tomando em conta os processos de produção de eletricidade, infraestruturas de distribuição e as perdas de transmissão (Ecoinvent et al. 2007a). Segundo o relatório de projeto da EGF (2006) considera-se que o total de RU que dão entrada na Unidade de TMB provenientes da recolha indiferenciada, são sujeitos à SM. O mesmo projeto estipula um balanço mássico ao processo, esquematizado na Figura 4.6. Segundo (Caputo et al. 2002), uma central de triagem a operar com os mesmos equipamentos projetados no relatório de projeto, o consumo energético necessário para processar uma tonelada de material é de 16,4 kWh.

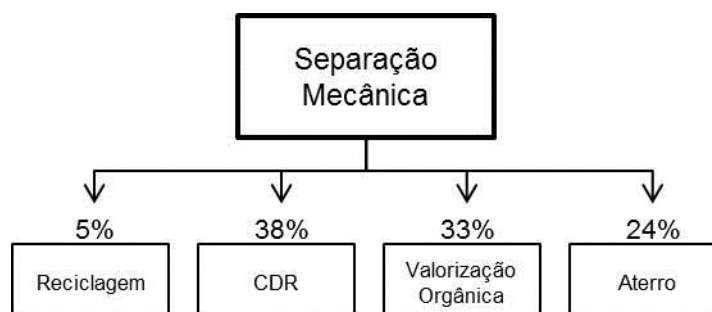


Figura 4.6 – Balanço mássico do processo de separação mecânica (adaptado de EGF (2006))

A Unidade de TMB não está contemplada no modelo atual de gestão (cenário 1). Assim, na Tabela 4.10, estão descritas as percentagens do RU recolhido (m_{RT}), relativas aos

cenários 2 e 3, encaminhados para a unidade de TMB e sujeitos ao processo de SM (m_{SM}).

Tabela 4.10 – Percentagem de RU sujeito a separação mecânica

Cenários	m_{SM}/m_{Rt} [%]
2	100
3a	95,1
3b	87,7
3c	75,4

A emissão específica média do poluente “p”, para o SM dos cenários 2 e 3, calcula-se relacionando a unidade de referência (kWh) com a UF, utilizando a seguinte equação:

$$FE_{pSM} \left[\frac{kg_p}{UF} \right] = \sum f_{p,kWh} \times 16,4 \times \frac{m_{SM}}{m_{Rt}} \quad (\text{Eq. 12})$$

4.3.2.6 DIGESTÃO ANAERÓBIA

O ICV para o processo de digestão anaeróbia é sustentado pelo inventário do ecoinvent “disposal, biowaste, to anaerobic digestion, (#6247)”, relativo ao tratamento de 1 kg de material orgânico (kg) (Ecoinvent et al. 2007c). O inventário foi adaptado de forma a não considerar as operações de transporte, de deposição em aterro dos refugos e do uso do composto final como fertilizante de forma a considerar apenas os processos adjacentes à instalação de digestão anaeróbia do estudo. Assim, estão apenas contemplados os processos de fermentação e estabilização do material resultante. No relatório do projeto da EGF (2006) imputa que de uma tonelada de material processado no reator de digestão anaeróbia, resultam 240 kg de composto e 150 kg de refugos, sem esquecer a produção de biogás (Figura 4.7). No entanto, como foi referido anteriormente neste estudo, o composto produzido não apresenta qualidade comercial. Portanto considera-se que os 390 kg de material produzido a partir de uma tonelada processada são depositados em aterro.

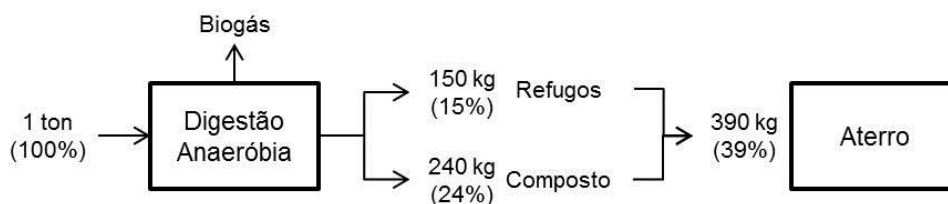


Figura 4.7 – Balanço mássico para a Digestão Anaeróbia (adaptado de EGF (2006))

A valorização orgânica por via de digestão anaeróbia, só é considerada para os cenários 2 e 3. Na Tabela 4.11 estão enumeradas as percentagens de resíduo recolhido (m_{Rt}), sujeitas ao processo de digestão anaeróbia (m_{DA}).

Tabela 4.11 – Percentagem de RU indiferenciado recolhido sujeito a digestão anaeróbia

Cenários		m_{DA}/m_{Rt} [%]
2		33,0
	3a	31,4
3	3b	28,9
	3c	24,9

Como o inventário está formulado para kg de material de entrada, é necessário adaptar para as unidades da UF (em toneladas). Assim, emissão específica média do poluente “p”, para DA dos cenários 2 e 3, calcula-se relacionando a unidade de referência (kg) com a UF, utilizando a seguinte equação:

$$FE_{pDA} \left[\frac{kg_p}{UF} \right] = \sum f_{p,kg} \times 1000 \times \frac{m_{DA}}{m_{Rt}} \quad (\text{Eq. 13})$$

4.3.2.7 ATERRO

Para a formulação do ICV referente a aterro está disponível para o caso específico de Portugal, o inventário “*ELCD database - Landfill of municipal solid waste; ES, GR, PT technology mix*”, aplicado a 1 kg depositado. O inventário foi desenvolvido tendo em consideração a deposição de RU domésticos indiferenciados. No entanto o inventário anterior não contempla as emissões de materiais com as características do fluxo extra de resíduos, provenientes da digestão anaeróbia, constituídos por material digerido e estabilizado. Assim, optou-se por criar um inventário relativo apenas a emissões gasosas com base na influência do biogás produzido, estimando a composição do mesmo a partir do inventário ELCD, utilizando o método de cálculo esquematizado na Figura 4.8. Desta forma é possível estimar as emissões relativas aos sujeitos a valorização orgânica via digestão anaeróbia.

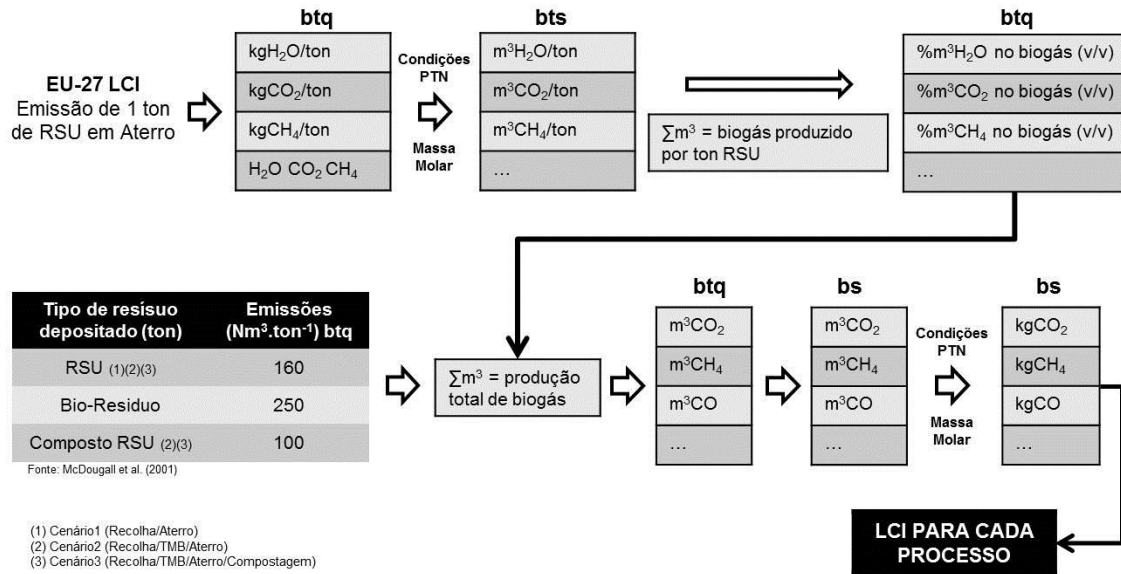


Figura 4.8 – Diagrama do método de cálculo para o inventário de gases em aterro

Quanto às emissões líquidas, maioritariamente associadas aos lixiviados, para o material estabilizado, proveniente da digestão anaeróbia, considera-se apenas a produção de lixiviados originados pela da precipitação, que segundo Rieradevall et al. (1997) equivale a 112,5 litros por tonelada de resíduo, sujeito a um tratamento equivalente a efluentes líquidos com pouca carga orgânica. O inventário utilizado relativo ao tratamento de lixiviados, provém da ELCD com a designação de “*Waste water treatment; slightly organic and anorganic contaminated*”, com a unidade de referência expressa em litros de efluente líquida tratado.

Para os impactos associados à utilização de recursos na construção e manutenção do aterro é aplicado o inventário ELCD para aterro sem diferenciar o tipo de resíduos.

Quanto às quantidades depositadas em aterro, no cenário 1 equivale à totalidade dos RU recolhidos inicialmente (m_{Rt}). Para os cenários 2 e 3 os resíduos depositados em aterro provém dos processos a que os RU estão sujeitos na Unidade de TMB, nomeadamente sob a forma de refugos da SM e (Figura 4.6) e material digerido e estabilizado mais refugos proveniente da DA (Figura 4.7). Na Tabela 4.12 estão representadas a percentagens da massa de resíduo recolhido que são depositadas em aterro com as características de RU indiferenciado (m_{AC_RU}) e sob a forma de composto de RU estabilizado (m_{AC_compRU}).

Tabela 4.12 – Percentagem de RU recolhido depositado em aterro

Cenários	m_{AC_RU}/m_{Rt} [%]*	m_{AC_compRU}/m_{Rt} [%]
1	100	-
2	22,0	4,3
3	3a	4,1
	3b	3,8
	3c	3,2

*refugos da SM e DA.

Como o inventário está formulado para kg de material de entrada, é necessário adaptar para as unidades da UF (em toneladas). Assim, emissão específica média do poluente “p”, para a deposição e AC, dos resíduos com as características equivalentes a RU indiferenciados, calcula-se relacionando a unidade de referência (kg) com a UF, utilizando a seguinte equação:

$$FE_{pAC_RU} \left[\frac{kg_p}{UF} \right] = \sum f_{p,kg} \times 1000 \times \frac{m_{AC_RU}}{m_{Rt}} \quad (\text{Eq. 14})$$

O cálculo do ICV de para a deposição em aterro do composto estabilizado é estimado utilizando 3 inventários distintos consoante o elemento. Portanto para a utilização de recursos utiliza-se a equação descrita em cima, aplicado a m_{AC_compRU} . Quanto aos efluentes líquidos produzidos pelo composto depositado em aterro, e respetivo tratamento, considera-se o inventário ELCD para tratamento de efluentes líquidos, descrita anteriormente, conjugada com a UF, aplicado aos cenários 2 e 3, utilizando a seguinte equação:

$$FE_{pAC_compRU} \left[\frac{kg_p}{UF} \right] = \sum f_{p,L} \times 1000 \times 112,5 \times \frac{m_{AC_compRU}}{m_{Rt}} \quad (\text{Eq. 15})$$

Por fim, para as emissões gasosas, é empregue o cálculo ao inventário criado especificamente para o efeito (Figura 4.8), que toma a forma da seguinte equação:

$$FE_{pAC_compRU} \left[\frac{kg_p}{UF} \right] = \sum f_{p,kg} \times 1000 \times \frac{m_{AC_compRU}}{m_{Rt}} \quad (\text{Eq. 16})$$

4.3.2.8 COMPOSTAGEM

Para a operação de compostagem (CP) na composição do ICV é utilizado o inventário do ecoinvent “*compost, at plant, (#58)*” expresso em kg de composto produzido. Estão englobados no inventário as necessidade energéticas, emissões das várias etapas do processo, a eliminação de refugos e tratamento de efluentes líquidos e o transporte dos

bioresíduos (Ecoinvent et al. 2007d). Procedeu-se a uma alteração do inventário original excluindo as emissões provenientes dos subprocessos de transportes.

Esta operação é exclusiva para o cenário 3, estando apresentadas na Tabela 4.13 as frações de RU produzido no município sujeitas a valorização orgânica através de compostagem.

Tabela 4.13 – Percentagem de RU recolhido sujeito a compostagem

Cenários	m_{CP}/m_{Rt} [%]
3a	4,9
3b	12,3
3c	24,6

O balanço mássico do processo de CP, segundo informações disponibilizadas no sítio *online* da LIPOR (<http://www.lipor.pt/>), define a necessidade 3 toneladas de bioresíduo para produzir uma tonelada de composto.

Estando o inventário expresso em kg de composto produzido, multiplica-se por 1/3 para a conversão em tonelada de bioresíduos processados. Assim, a emissão específica média do poluente “p”, para a CP, calcula-se relacionando a unidade de referência (kg) com a UF, utilizando a seguinte equação:

$$FE_{pCP} \left[\frac{kg_p}{UF} \right] = \sum f_{p,kg} \times \frac{1}{3} \times \frac{m_{CP}}{m_{Rt}} \quad (\text{Eq. 17})$$

4.3.3 AVALIAÇÃO DE IMPACTES DO CICLO DE VIDA

A fase Avaliação de Impactes do Ciclo de Vida (AICV) serve para transformar os resultados do ICV, dos processos estudados para cada cenário, em perfis ambientais de que contemplam as categorias de impacte selecionadas. A AICV aplicada ao estudo, contempla apenas as etapas obrigatórias, ficando assim excluídas a normalização, ponderação e agregação.

As categorias de impacte consideradas para avaliar cada cenário são:

- Alterações climáticas;
- Depleção de recursos abióticos;
- Oxidantes fotoquímicos;

- Potencial de acidificação;
- Potencial de eutrofização.

Os próximos subcapítulos são dedicados à explicação dos procedimentos empregues para a aplicação de cada uma das categorias.

4.3.3.1 ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS

As alterações climáticas (AC) estão em grande parte relacionadas com as emissões de gases de efeito de estufa (GEE) de origem antropogénica como por exemplo o uso de combustíveis fósseis e a aplicação de fertilizantes. Os GEE emitidos influenciam as condições de absorção do calor da radiação na atmosfera, causando um aumento excepcional da temperatura na superfície terrestre, que consequentemente potencia impactos adversos na estabilidade dos ecossistemas e saúde humana (Seinfeld et al. 2006).

O fator de caracterização associado a esta categoria denomina-se como Potencial de Aquecimento Global (PAG) e é expresso em kg equivalente de CO₂ formado a partir de 1 kg de gás emitido.

O método de caracterização considera o modelo desenvolvido pelo IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) que associa os impactos das substâncias com estatuto de PAG para os horizontes de tempo de 20, 100 e 200 anos (IPCC 2006). Foi considerado o período de 100 anos em linha com grande parte de estudos de ACV que aplicam a mesma categoria de impacto (Finnveden et al. 2009).

Na Tabela 4.14 estão descritos os gases considerados como maiores contribuidores para o aquecimento global e respetivo fator de impacto (PAG₁₀₀).

Tabela 4.14 – Potenciais de Aquecimento Global (Guinée et al. 2001)

Fórmula Química	Substância (p)	PAG_{100,p} [kg CO _{2eq} / kg p emitido]
CO ₂	Dióxido de Carbono	1
CH ₄	Metano	25
N ₂ O	Óxido Nitroso	298

A equação proposta por Guinée et al. (2001) para determinar o impacto de AC é:

$$AC_k \left[\frac{kgCO_{2eq}}{UF} \right] = \sum_p PAG_p \times FE_{pk} \quad (\text{Eq. 18})$$

Para a equação anterior, PAG_i é o fator de impacto para o gás i e m_i a massa desse gás expressa em kg.

4.3.3.2 DEPLEÇÃO DE RECURSOS ABIÓTICOS

A categoria de depleção de recursos abióticos (DR) é alusiva à abundancia de depósitos e extração de recurso naturais, como minerais e combustíveis fósseis (Guinée et al. 2001). O Potencial de Depleção de Recursos Abióticos (PDR) deriva da extração dos elementos e combustíveis fósseis com o esgotamento do elemento antimónio (Sb) como referencia, assumindo a unidades de kg de antimónio equivalente.

Para esta categoria só são considerados os combustíveis fósseis, pois segundo (Guinée et al. 2001) complementam na totalidade os recursos energéticos e naturais. Assim, na Tabela 4.15 estão identificados os elementos que integram a categoria.

Tabela 4.15 – Potenciais de Depleção de Recursos Abióticos (Guinée et al. 2001)

Recursos (p)	PDR_p [kg antimónio _{eq} / kg p extraído]
Carvão-lenhite	0,00671
Carvão-hulha	0,0134
Gás Natural	0,0187*
Petróleo	0,0201

* em kg antimónio / Nm³ gás natural

Segundo Guinée et al. (2001), a categoria de impacte é calculada utilizando a expressão:

$$DR_k \left[\frac{kgSb_{eq}}{UF} \right] = \sum_p PDR_p \times FE_{pk} \quad (\text{Eq. 19})$$

Com PDR_i representando o potencial de depleção de recursos abióticos para o recurso i e com m_i como a massa extraída do recurso i (exceto para o gás natural que é expresso em volume)

4.3.3.3 FORMAÇÃO DE OXIDANTES FOTOQUÍMICOS

A categoria de formação de oxidantes fotoquímicos (FOF) está relacionada com a criação de compostos químicos reativos na troposfera, em especial do ozono, devido à oxidação de compostos orgânicos voláteis (COV) e monóxido de carbono (CO) na

presença de luz ultravioleta e óxidos de azoto (NO_x). Os compostos formados podem provocar efeitos nefastos na saúde humana e nos ecossistemas .

O fator de caracterização para a categoria é o potencial de formação de oxidantes fotoquímicos (PFOF) expresso em kg equivalente de etileno por kg de CO ou COV emitidos. Na tab estão apresentados os PFOF para as emissões que considerados para categoria. Note que apenas estão considerados os COV com maior contribuição para a formação de oxidantes fotoquímicos.

Tabela 4.16 – Potenciais de Formação de Oxidantes Fotoquímicos (Derwent et al. 1996; Derwent et al. 1998)

Fórmula Química	Substância (p)	PFOF_p [kg C ₂ H ₄ .eq / kg p emitido]
CH ₄	Metano	0,006
SO ₂	Dióxido de Enxofre	0,048
CO	Monóxido de Carbono	0,027

A categoria de impacte é calculada através equação descrita Guinée et al. (2001), que toma a seguinte forma:

$$FOF_k \left[\frac{kgC_2H_{4eq}}{UF} \right] = \sum_p PFOF_p \times FE_{pk} \quad (\text{Eq. 20})$$

Com PFOF_i representando o potencial de formação de oxidantes fotoquímicos para o gás i e com m_i como a massa do gás i emitido expressa em kg

4.3.3.4 ACIDIFICAÇÃO

A categoria de acidificação (ACD) mede os impactes originados com a emissão e dispersão de gases acidificantes n ambiente causando danos variados no solo, águas subterrâneas, águas superficiais, ecossistemas, organismos e nos materiais (Guinée et al. 2001).

A categoria tem como fator de caracterização o potencial de acidificação (PACD) expresso em kg equivalentes de dióxido de enxofre (SO₂) por kg de gás emitido.

O método de classificação CML 2010 recomenda o cálculo da AC através dos fatores de caracterização propostos por Huijbregts et al. (2000), identificados na Tabela 4.17.

Tabela 4.17 – Potenciais de Acidificação (Huijbregts et al. 2000)

Fórmula Química	Substância (p)	PACD_p [kg SO _{2,eq} / kg p emitido]
NH ₃	Amónia	1,6
NO _x incluindo NO ₂	Dióxido de Azoto	0,5
SO ₂	Dióxido de Enxofre	1,2

O cálculo da categoria de impacte segue a equação:

$$ACD_k \left[\frac{kgSO_{2eq}}{UF} \right] = \sum_p PACD_p \times FE_{pk} \quad (\text{Eq. 21})$$

PACD_i representa o potencial de acidificação de substância i, enquanto m_i é a quantidade em kg do gás i emitido para a atmosfera.

4.3.3.5 EUTROFIZAÇÃO

A eutrofização consiste no enriquecimento da água e do solo com macronutrientes provocando um incremento na produção de biomassa. O excesso de biomassa pode potenciar a decréscimo da qualidade da água para consumo humano e ainda uma diminuição da concentração de oxigénio disponível (CQO) devido aos processos de degradação da biomassa (Guinée et al. 2001).

A classificação CML 2010 recomenda a utilização dos Potenciais de Eutrofização (PEU) definidos no modelo proposto por Heijungs et al. (1992) onde é empregue como substância de referência o ião fosfato (PO₄³⁻) expresso em kg equivalentes por kg de substancia emitida. Na Tabela 4.18 estão identificadas as substâncias com potencialmente eutrofizantes emitidas para a atmosfera ou para a água/solo.

Tabela 4.18 – Potenciais de Eutrofização (Heijungs et al. 1992; Guinée et al. 2001)

	Fórmula Química	Substância (p)	PEU_p [kg PO ₄ ³⁻ / kg p emitido]
Emissões para a atmosfera	NH ₃	Amónia	0,35
	NO _x incluindo NO ₂	Óxidos de Azoto	0,13
Emissões para a água ou solo	PO ₄ ³⁻	lão fosfato	1
	CQO	Carência Química de Oxigénio	0,022
	N _{total}	Azoto total	0,42
	NO ₃ ⁻	lão nitrato	0,1
	NH ₄ ⁺	lão amónia	0,33

Os impactes de eutrofização são calculados segundo:

$$EU_k \left[\frac{kgPO_4^{3-}eq}{UF} \right] = \sum_p PEU_p \times FE_{pk} \quad (\text{Eq. 22})$$

Com PEU_i representando o potencial de eutrofização da substância i , enquanto m_i é a quantidade em kg da substância i emitida para a atmosfera, solo ou água.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados do presente trabalho. Para tal, é facultada uma análise de inventário individualizada de cada cenário, relativa às operações que integram os diferentes modelos de gestão. Também está contemplada uma análise de avaliação de impactes ciclo de vida, considerando as diferentes categorias selecionadas no estudo ACV. Posteriormente são comparados os impactes totais por categoria de cada cenário de forma a avaliar quais os modelos de gestão mais e menos favoráveis. Para finalizar o capítulo procede-se ainda a uma análise de sensibilidade com o intuito de verificar a influência nos resultados finais do valor das variáveis estimadas ou que apresentem maior grau de incerteza.

5.1 ANÁLISE INVENTÁRIO CICLO DE VIDA

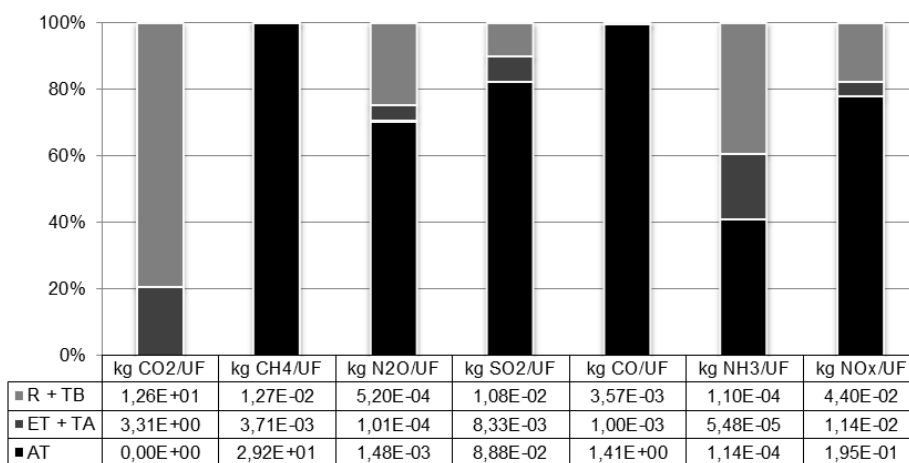
Este subcapítulo destina-se a contabilizar unitariamente as substâncias emitidas para a atmosfera, água e solo e a utilização de recursos por UF processada, associados às categorias de impacto contempladas na ACV do presente estudo. Para o efeito é efetuada uma análise cenário a cenário de 4 grupos distintos de operações de gestão, cada qual integrando diferentes processos.

5.1.1 CENÁRIO 1

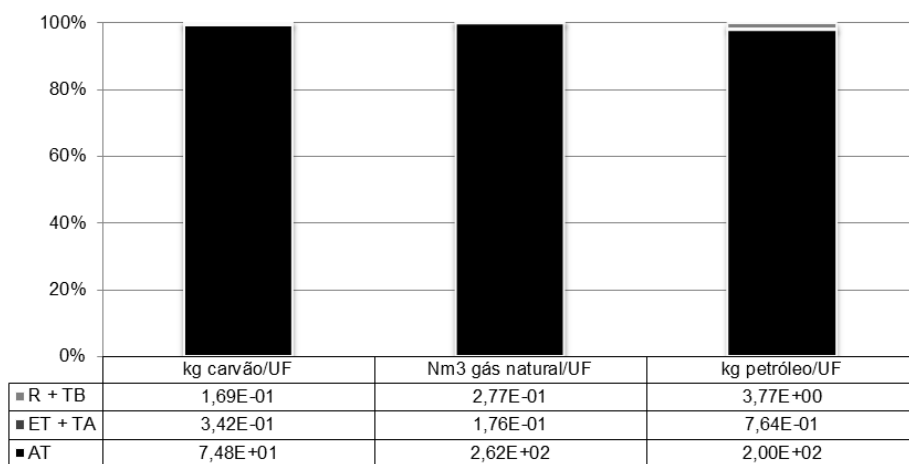
Na Figura 5.1 estão representados os resultados da análise de inventário do cenário 1, divididas segundo o grupo R+TB (operações de recolha e transporte em baixa), o grupo ET+TA (processos de compactação que ocorrem na estação de transferência e transporte em alta) e ainda o grupo AT (deposição em aterro).

Analisando as emissões gasosas representadas na Figura 5.1a, verifica-se que a deposição em aterro é o processo que mais contribui na produção de substâncias poluentes, com a exceção da NH_3 e do CO_2 , pois considera-se que a totalidade de CO_2 emitido em aterro é de origem biogénica. Estas emissões têm como origem a decomposição dos RU confinados e a consequente produção e queima de biogás. Só para as emissões dos gases CH_4 e CO , a deposição em aterro contribui com mais de 99%, a que correspondem as massas emitidas por UF de 29,2 kg e 1,41 kg, respetivamente. É a esta operação também está associada a maior quantidade de NH_3 , correspondendo a 36,1% do total emitido.

a – Poluentes atmosféricos emitidos



b – Recursos abióticos consumidos



c – Poluentes líquidos emitidos

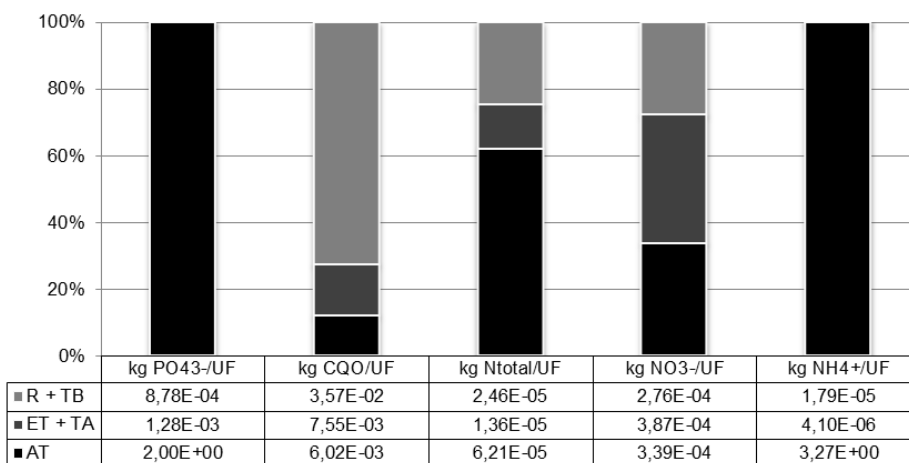


Figura 5.1. Emissões poluentes e depleção de recursos abióticos referentes ao cenário 1. a poluentes gasosos; b depleção de recursos abióticos; c poluentes líquidos.

R + TB – Recolha + Transporte em Baixa; ET + TA – Estação de Transferência + Transporte em Alta; AT – Deposição em Aterro

A operação AT assume ainda um papel maioritário na emissão de SO₂, NO_x e N₂O emitindo respetivamente 77,7%, 69,8% e 59,7% do total de poluentes gasosos.

A contribuição para a emissão de NH₃ do grupo de operações “R + ET” é de 34,8% do total, o correspondente a $1,1 \times 10^{-4}$ kg de NH₃ por cada UF processada, das quais $8,92 \times 10^{-5}$ provêm exclusivamente do processo de recolha. A principal causa desta emissão corresponde ao consumo de combustíveis fósseis por parte dos veículos de recolha. Quanto ao CO₂, a emissão associada às operações de gestão em baixa é de 12,6 kg/UF, correspondendo a cerca de 74,6% do total.

O grupo ET+TA é o que menos contribui para a emissão de poluentes gasosos, apenas com uma contribuição significativa de 17,3% para o NH₃.e de 19,6% para o CO₂.

Quanto à depleção de recursos abióticos representada na Figura 5.1b, a AT consome por UF 75 kg de carvão, 262 Nm³ de gás natural e 200 kg petróleo, correspondendo para todos um consumo superior a 96% do total.

Dos poluentes líquidos considerados para o presente estudo, e quantificados na Figura 5.1c, destacam-se as emissões de PO₄³⁻ e NH₄⁺ provenientes da AT, de 2,00 kg e 3,27kg respetivamente, correspondendo para ambas a mais de 99% do total emitido. O aterro também é o produtor principal de N_{total} contribuindo com cerca de 49,1%. A produção de lixiviados com elevada carga orgânica originados nos processos de decomposição justificam os elevados valores de poluentes líquidos.

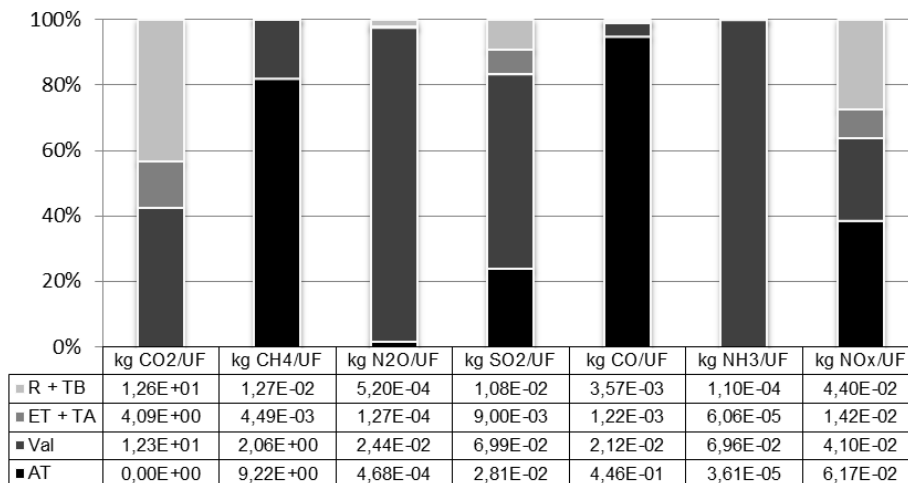
O consumo de combustível preconizado nas operações que integram o grupo R+TB é responsável pela maior parte das emissões de CQO correspondendo a 71,2%, enquanto as operações ET+TA emite a maioria de NO₃⁻, correspondendo 28,9% do total. Tanto o AT como o grupo de operações R+TB apresentam valores de emissão para NO₃⁻ da mesma ordem de grandeza, relativamente a ET+TA.

Um conjunto mais abrangente de indicadores relativos à ACV do cenário 1 encontra-se disponibilizado no Anexo II-a.

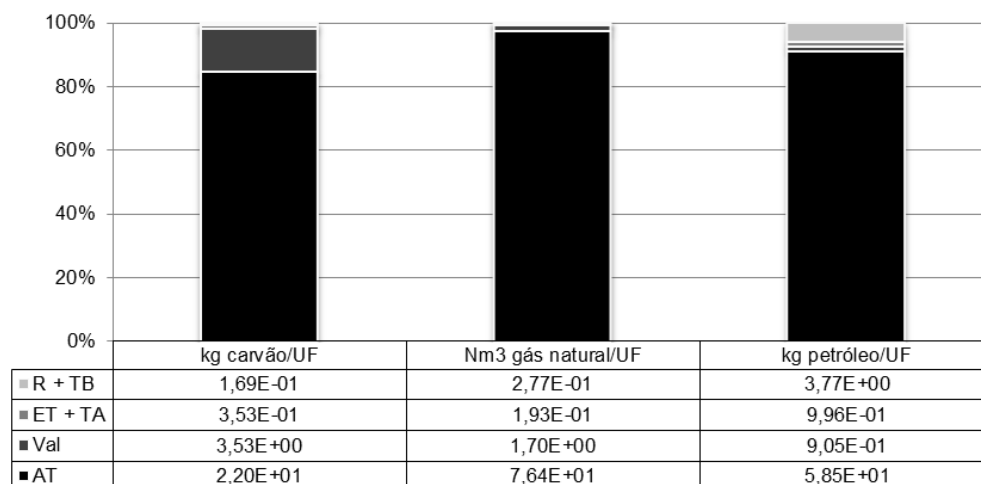
5.1.2 CENÁRIO 2

A emissão de poluentes e consumo de recursos abióticos que deriva do cenário 2, encontram-se disponíveis na Figura 5.2, subdivididas segundo as operações em baixa (R+TB), as operações de transporte em alta (ET+TA), as operações de valorização (Val) ocorridas na Unidade de Tratamento Mecânico-Biológico e a deposição em aterro (AT) da mistura de RU e do material resultante da digestão anaeróbia.

a – Poluentes atmosféricos emitidos



b – Recursos abióticos consumidos



c – Poluentes líquidos emitidos

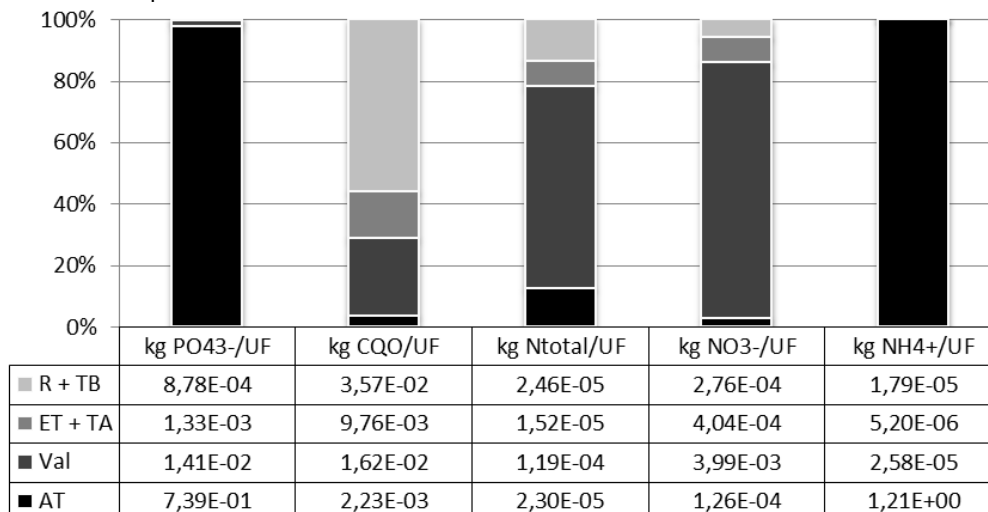


Figura 5.2. Emissões poluentes e depleção de recursos abióticos referentes ao cenário 2. a poluentes gasosos; b depleção de recursos abióticos; c poluentes líquidos.

R + TB – Recolha + Transporte em Baixa; ET + TA – Estação de Transferência + Transporte em Alta;; Val Operações de Valorização AT – Deposição em Aterro

Neste cenário, a emissão para a atmosfera (Figura 5.2a) de CO e CH₄ provêm na sua maioria do aterro, representando respetivamente cerca de 94,5% e 81,6% do total. Esta elevada contribuição de CH₄ pode ser explicada pelo facto de existirem emissões fugitivas de biogás, originado na decomposição da matéria orgânica confinada no aterro, para o qual este elemento é um dos principais componentes. Já a contribuição significativa de CO, pode dever-se às emissões por parte da maquinaria utilizada nos aterro, mais a contribuição no CO presente no biogás, que apesar de não ser dos principais componentes, não é residual. Dos dois tipos de material depositados em aterro, é a mistura de RU que mais influencia os resultados, com valores de uma ordem de grandeza superior relativamente às emissões para os restantes materiais.

As operações de valorização assumem um papel de maiores contribuidores na emissão dos gases N₂O, SO₂, NH₃ e NO_x. Os cerca de 95,6% de N₂O emitidos provêm quase exclusivamente do processo de biometanização e em especial dos gases provenientes da fermentação da matéria orgânica no digestor, correspondendo a este processo, a massa emitida de 24,1 g/UF. A mesma origem é atribuída à maioria das emissões de NH₃, correspondendo à DA 99,6% do total. Relativamente ao consumo elétrico das operações de valorização, então na origem dos 59,3% de SO₂ emitidos.

As operações de R+TB, ocasionam a emissão de 27,4% do total de NO_x, no entanto é AT que mais contribui para a emissão deste poluente, correspondendo a esta operação a massa de 61,7g por UF processada.

A emissão de CO₂ é a que apresenta maior uniformidade de fontes. A combustão de combustíveis fósseis e consumo elétrico das operações ET+TA representam 14,1% do total de CO₂ emitido. Por sua vez as operações de valorização, devido ao consumo elétrico e processos de fermentação, contribuem com 42,4%. No entanto são as operações R+TB que mais CO₂ emitem, atingindo o valor de 12,6 kg por cada tonelada de RU recolhido no Município de SJM.

Observando a Figura 5.2b, contacta-se que é de AT a maior contribuição para a depleção de carvão, gás natural e petróleo.

A AT consome, por UF, 22 kg de carvão, 76 Nm³ de gás natural e 59 kg petróleo, correspondendo respetivamente um consumo de 84,5,0%, 97,2% e 91,2% do total.

À semelhança do observado no cenário 1, as emissões de PO₄³⁻ e NH₄⁺ provenientes de AT continuam a atingir valores superiores a 96% do total para o cenário 2, como é possível observar na Figura 5.2c.

Por outro prisma, a introdução das operações Val levou com que esta se assuma como maior produtora de N_{total}, em especial devido aos 9,07×10⁻⁵ kg relativos ao consumo de

eletricidade da unidade de triagem. O mesmo conjunto de operações é igualmente responsável por 83,2% da emissão NO_3^- .

Ao transporte, efetuado na gestão em baixa, estão associados a maior parte das emissões de CQO, concretamente cerca de 55,9%, correspondendo a 35,7 g/UF.

Um conjunto mais abrangente de indicadores relativos à ACV para o cenário 2 encontra-se disponibilizado no Anexo II-b.

5.1.3 CENÁRIO 3A

A emissão de poluentes e consumo de recursos abióticos que deriva do cenário 3a, encontram-se disponíveis na Figura 5.3, subdivididas segundo as operações em baixa (R+TB), as operações de transporte em alta (ET+TA), as operações de valorização (Val), ocorridas nas Unidades de Tratamento Mecânico-Biológico e Compostagem, bem como, a deposição em aterro (AT) da mistura de RU e do material resultante da digestão anaeróbia.

Da análise da Figura 5.3a, é possível constatar que os processos de valorização são os maiores contribuidores para a emissão dos gases N_2O , NH_3 e SO_2 . Os dois primeiros gases são provenientes na sua maioria da fermentação de matéria orgânica ocorrida no reator de DA. Por sua vez, as emissões de SO_2 têm como origem o consumo energético procedente da unidade de triagem do TMB.

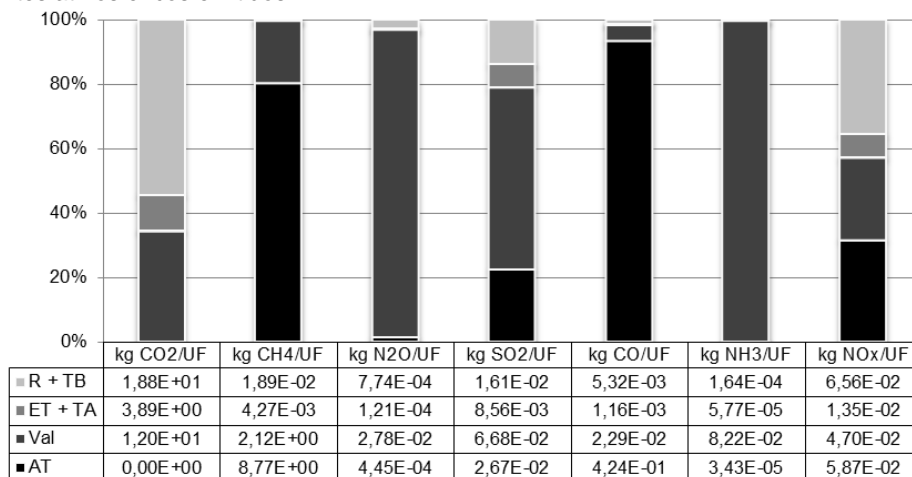
Quanto às emissões de CH_4 e CO , o primeiro têm como principal fonte o biogás fugitivo produzido no processo de degradação da matéria orgânica depositada em aterro, por sua vez o CO , provêm dos processos de combustão da maquinaria que opera no aterro, mais a contribuição CO contido no biogás, correspondendo respetivamente a 80,3% e 93,5% do total emitido.

Já a emissão de 54,2% CO_2 e 35,5% de NO_x , provêm essencialmente das operações R+TB, originados pelos processos de combustão, o que equivale em massa a 18,8 kg e 65,6 g por UF, respetivamente.

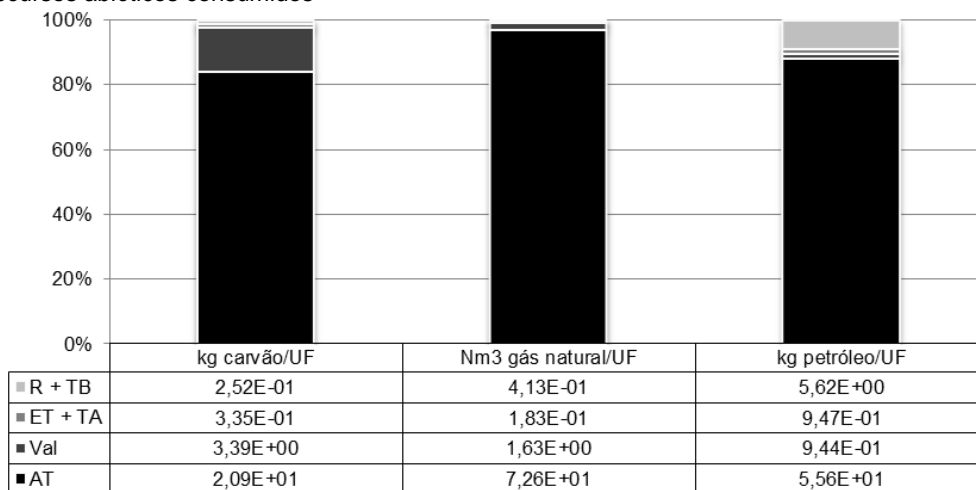
A contribuição para a depleção de recursos abióticos (Figura 5.3b) do aterro continua a ter primazia relativamente aos restantes grupos de operações, tendo em conta os resultados igualmente obtidos para os cenários 1 e 2.

Na linha do parágrafo anterior mas aplicado às emissões líquidas (Figura 5.3c), o aterro é a maior fonte produtora das substâncias PO_4^{3-} e NH_4^+ , atingindo valores de emissão na ordem dos 98 e 100%, respetivamente, não tendo no entanto representatividade significativa para os restantes poluentes líquidos emitidos.

a – Poluentes atmosféricos emitidos



b – Recursos abióticos consumidos



c – Poluentes líquidos emitidos

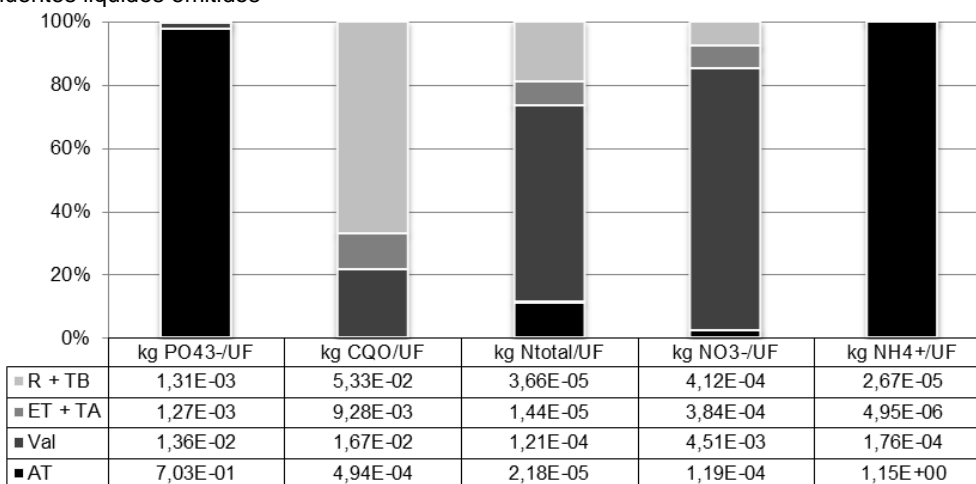


Figura 5.3. Emissões poluentes e depleção de recursos abióticos referentes ao cenário 3a. a poluentes gasosos; b depleção de recursos; c poluentes líquidos.

R + TB – Recolha + Transporte em Baixa; ET + TA – Estação de Transferência + Transporte em Alta; Val – Operações de Valorização AT – Deposição em Aterro

As operações Val, devido quase em exclusivo à energia elétrica consumida na unidade de triagem, estão na origem de 65,5% da emissão integral de N_{total} a 83,2% de NO_3^- .

As operações R+TB estão na origem da maior quantidade relativa de CQO emitido para a água e solo, correspondendo a 55,9% da totalidade.

Um conjunto mais abrangente de indicadores relativos à ACV para o cenário 3a encontra-se disponibilizado no Anexo II-c.

5.1.4 CENÁRIO 3B

A emissão de poluentes e consumo de recursos abióticos que deriva do cenário 3b, encontram-se disponíveis na Figura 5.4, subdivididas segundo as operações em baixa (R+TB), as operações de transporte em alta (ET+TA), as operações de valorização (Val), ocorridas nas Unidades de Tratamento Mecânico-Biológico e Compostagem, bem como, a deposição em aterro (AT) da mistura de RU e do material resultante da digestão anaeróbia.

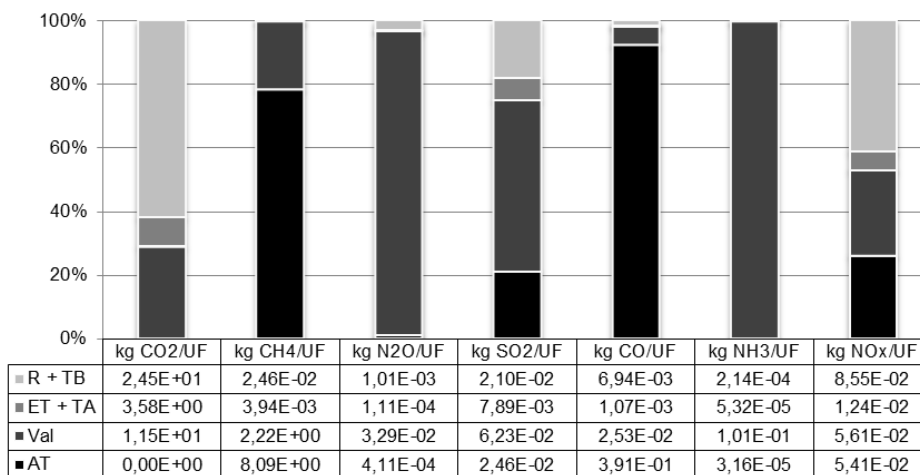
Pela análise da Figura 5.4a referente às emissões de poluentes gasosos, é possível observar que as operações Val, associadas ao cenário 3b, são responsáveis emissão quase total de N_2O e NH_3 . Ambas as substâncias são principalmente originárias das duas operações de valorização orgânica, representando em conjunto, cerca de 95,6% e 99,7% do total dos respetivos gases, com os processos de fermentação na origem das emissões. O outro processo de valorização, a triagem, devido ao consumo energético, contribui maioritariamente para a emissão de SO_2 , contribuindo com 54,8 g por UF.

As operações de R+TB são as principais responsáveis pela emissão de CO_2 e NO_x contribuindo com 61,9% e 41,1% para cada substância, respetivamente.

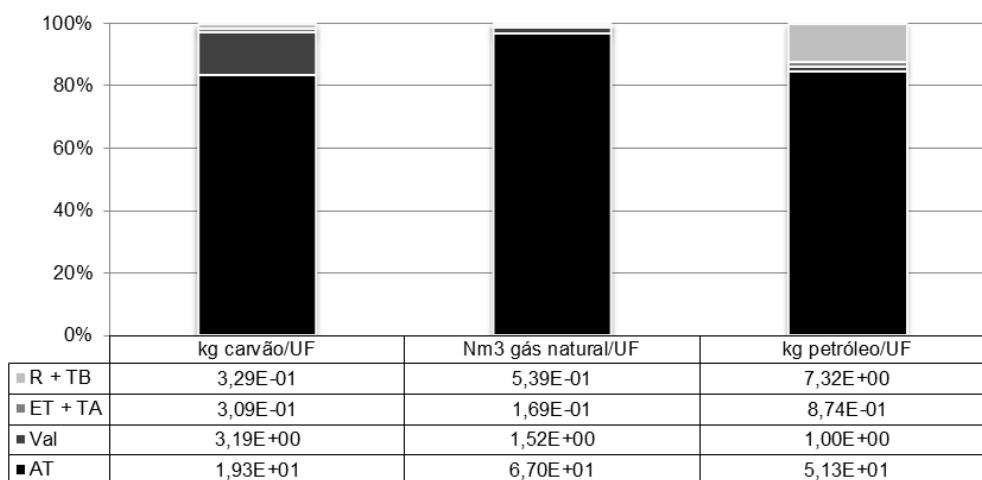
Relativamente às emissões de CO, a principal fonte é AT devido aos processo de combustão da maquinaria utilizada nas instalações, mais a contribuição do biogás da decomposição da matéria orgânica confinada, emitindo o equivalente a 92,2% do total. AT tem igualmente um ascendente na emissão de CH_4 , contribuindo com 78,2% do total, mas com as operações Val apresentado valores de emissão da mesma ordem de grandeza.

A AT é igualmente a principal causa de depleção de recursos abióticos como é possível observar na Figura 5.4b. No entanto as operações de valorização usufruem de um papel significativo na depleção de carvão, pois representam cerca de 13,8% do total consumido deste recurso específico. Já as operações R+TB contribuem com 12,1% da depleção total de petróleo.

a – Poluentes atmosféricos emitidos



b – Recursos abióticos consumidos



c – Poluentes líquidos emitidos

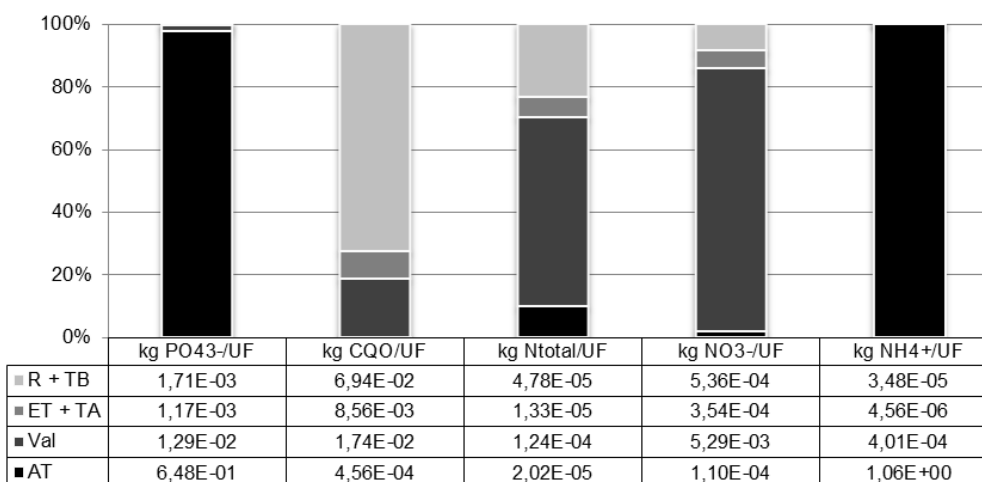


Figura 5.4. Emissões poluentes e depleção de recursos abióticos referentes ao cenário 3b. a poluentes gasosos; b depleção de recursos abióticos; c poluentes líquidos.

R + TB – Recolha + Transporte em Baixa; ET + TA – Estação de Transferência + Transporte em Alta; Val - Operações de Valorização AT – Deposição em Aterro

Quanto às emissões líquidas, representadas na Figura 5.4c, as operações de gestão em baixa, em especial a recolha, constituem uma contribuição significativa para as emissões de CQO, correspondendo percentualmente a 76,3% do total.

Para as emissões de N_{total} e NO_3^- , as principais fontes são as operações de valorização, às quais correspondem respetivamente 60,5% e 84,1% do total da massa emitida.

A contribuição da deposição em aterro para a emissão de PO_4^{3-} e NH_4^+ é inequívoca, atingindo valores na ordem dos 97,6% e aproximadamente 100%, respetivamente.

Um conjunto mais abrangente de indicadores relativos à ACV para o cenário 3b encontra-se disponibilizado no Anexo II-d.

5.1.5 CENÁRIO 3C

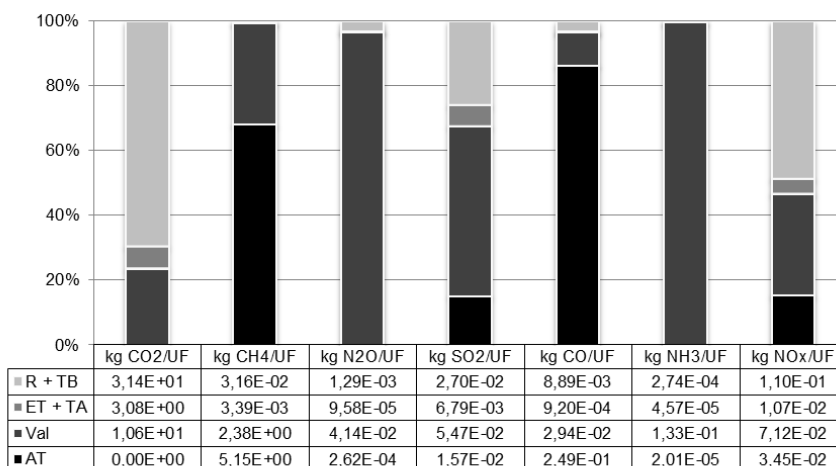
A emissão de poluentes e consumo de recursos abióticos que deriva do cenário 3c, encontram-se disponíveis na Figura 5.5, subdivididas segundo as operações em baixa (R+TB), as operações de transporte em alta (ET+TA), as operações de valorização (Val), ocorridas nas Unidades de Tratamento Mecânico-Biológico e Compostagem, bem como, a deposição em aterro (AT) da mistura de RU e do material resultante da digestão anaeróbia.

Através da análise da Figura 5.5a é possível afirmar que a principal fonte dos poluentes gasosos NH_3 , N_2O e SO_2 são as operações englobadas no grupo Val, às quais correspondem aproximadamente as emissões de 99,7%, 96,2% e 52,5%, respetivamente. A valorização orgânica, nomeadamente a DA e CP, são as principais responsáveis da produção de N_2O , emitindo em conjunto 41,2 g/UF, o mesmo acontecendo para o NH_3 , com 134 g. A produção das anteriores substâncias, depende essencialmente dos processos de fermentação da matéria orgânica. Por sua vez as emissões de SO_2 são maioritariamente originadas do consumo elétrico que ocorre na unidade de triagem.

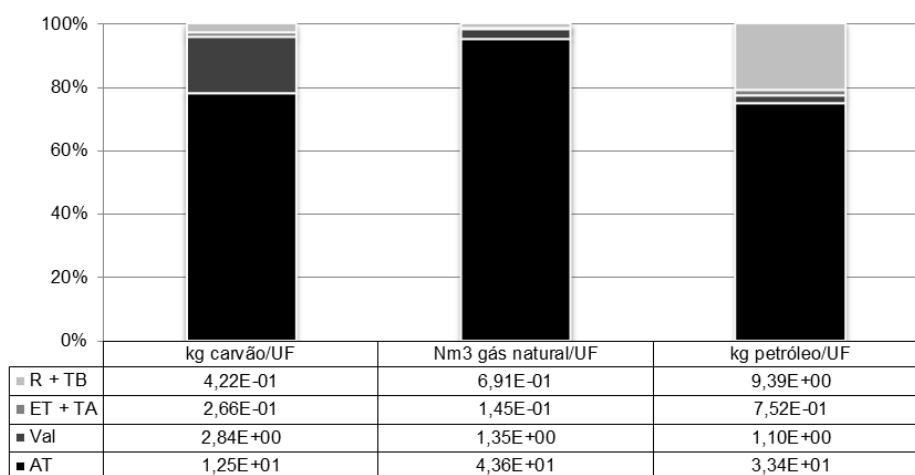
A operação AT, é também uma fonte importante de poluentes atmosféricos, em especial para o CH_4 e CO, emitindo o correspondente a 68,1% e 86,4% do total, respetivamente. A decomposição da matéria orgânica presente nos RU depositados é a causa principal de emissão de CH_4 , por via de emissões fugitivas, estando as emissões de CO associadas aos processos de combustão da maquinaria operada no aterro.

As restantes emissões de CO_2 e NO_x são, na sua maioria, originadas nas operações R+TB, em especial da recolha, correspondendo apenas a esta operação a emissão de 20,4 kg de CO_2 e 71,3g NO_x por UF.

a – Poluentes atmosféricos emitidos



b – Recursos abióticos consumidos



c – Poluentes líquidos emitidos

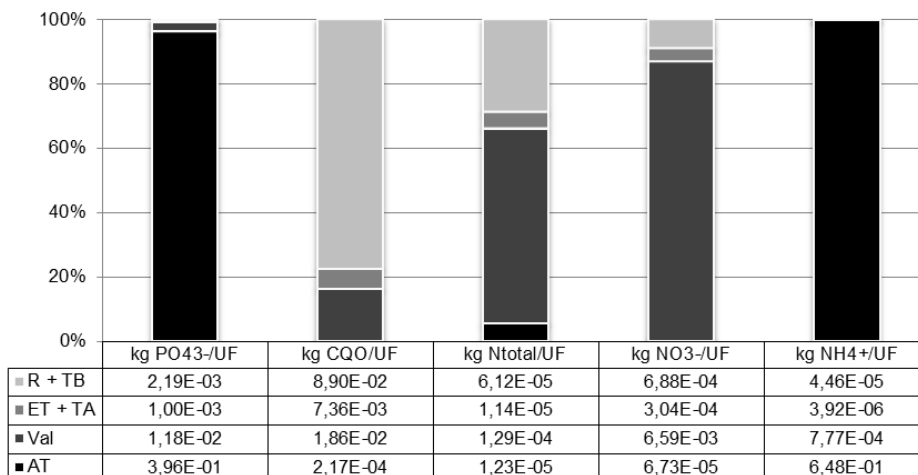


Figura 5.5. Emissões poluentes e depleção de recursos abióticos referentes ao cenário 3c. a poluentes gasosos; b depleção de recursos abióticos; c poluentes líquidos.

R + TB – Recolha + Transporte em Baixa; ET + TA – Estação de Transferência + Transporte em Alta; Val – Operações de Valorização AT – Deposição em Aterro

A AT é a inequívoca fonte de depleção dos recursos carvão, gás natural e petróleo, tal como é possível verificar na Figura 5.5b. A Val assume igualmente um papel significativo no consumo de carvão pois estão associadas 17,7% do total extraído, em grande parte devido ao consumo elétrico utilizado na valorização multimaterial. Quanto às operações de gestão em baixa, representam 21,0% do total de petróleo extraído, valor relacionado com o consumo de combustível dos veículos de recolha.

Quanto às emissões líquidas para o domínio hídrico e solo expostos na Figura 5.5c, as principais fontes variam consoante as substâncias em análise.

Para os elementos PO_4^{3-} e NH_4^+ , a emissão é praticamente exclusiva do aterro, facto que já vem sendo constante em todos os cenários anteriormente analisados.

Já as operações de valorização são as maiores fontes emissoras de N_{total} e NO_3^- . Para o este último poluente, os processos de fermentação associados a CP contribuem com 6,59 g/UF.

As operações de transporte envolvidas na gestão em baixa, arcam a responsabilidade de maiores produtores de CQO, contribuindo 77,3% de todo o CQO emitido.

No cenário 3c, nenhuma das substâncias emitidas e recursos consumidos provenientes das operações de transporte em alta contabilizam percentagens de emissão superiores a 7%.

Um conjunto mais abrangente de indicadores relativos à ACV para o cenário 3c encontra-se disponibilizado no Anexo II-e.

5.1 AVALIAÇÃO DE IMPACTE DO CICLO DE VIDA POR AGREGADO DE OPERAÇÕES

Neste subcapítulo é pretendido avaliar quantitativamente os impactes ambientais associados a cada operação que integre os diferentes modelos de gestão em estudo. A análise é efetuada para 4 grupos distintos de operações e processos de gestão de RU. O primeiro grupo é relativo à gestão em baixa no qual são agregadas as operações de recolha e transporte em baixa. Outro grupo representa a operação de transporte em alta dos RU e o processo intermédio de compactação ocorrido na estação de transferência. Há ainda um grupo relativo às operações de valorização e outro de eliminação, nomeadamente a deposição em aterro. Os indicadores de impacte estão expressos segundo o elemento de referência para cada categoria relativamente ao processamento da UF.

5.1.1 GESTÃO EM BAIXA (RECOLHA E TRANSPORTE EM BAIXA)

Na Figura 5.6 estão representados os impactes da gestão em baixa para todas as categorias consideradas no presente estudo respeitantes a cada cenário. Através da análise dos diferentes gráficos da figura é constatável que a operação de recolha é a que providencia um maior impacte em todas as categorias. É igualmente observável que os impactes aumentam gradualmente desde o cenário 1 e 2 até ao cenário 3c. Este facto deve-se essencialmente à inclusão de um novo fluxo de resíduos (bioresíduos) e respetivo circuito de recolha adicional, conjugado com o contributo suplementar do incremento do esforço de recolha dos dois veículos disponíveis para o fluxo de RU indiferenciados. O acréscimo significativo dos impactes associados ao transporte em baixa verificado para o cenário 3c deve-se às duas descargas diárias na central de valorização orgânica da LIPOR, localizada a uma distância considerável do Município de SJM.

A substância que mais contribui para o impacte da categoria de AC é o CO_2 (Figura 5.6a), produto da combustão de diesel.

Para DR (Figura 5.6b), estão apenas contempladas operações de transporte, assim, é o consumo de petróleo o fator que mais contribui para o impacte total da categoria.

Relativamente à FOF (Figura 5.6c), o SO_2 é o principal poluente nesta categoria de impacte. Esta substância surge como subproduto da combustão de combustível fóssil e para o cenário 3c está associada a 75,1% da massa total de equivalentes de C_2H_4 liberto na atmosfera.

Tal como a anterior categoria de impacte analisada, o SO_2 é um composto com impacte significativo na categoria de ACD (Figura 5.6d). No entanto, a substância com um maior contributo é o NO_x . À semelhança do SO_2 , o NO_x é originário do processo de combustão.

O NO_x é igualmente o maior contribuidor para a categoria de EU (Figura 5.6d), emitindo para a água e solo o equivalente em massa de PO_4^{3-} de 77,1% do total.

Um conjunto mais abrangente de indicadores relativos à AICV para as operações de gestão em baixa encontra-se disponibilizado no Anexo II-f.

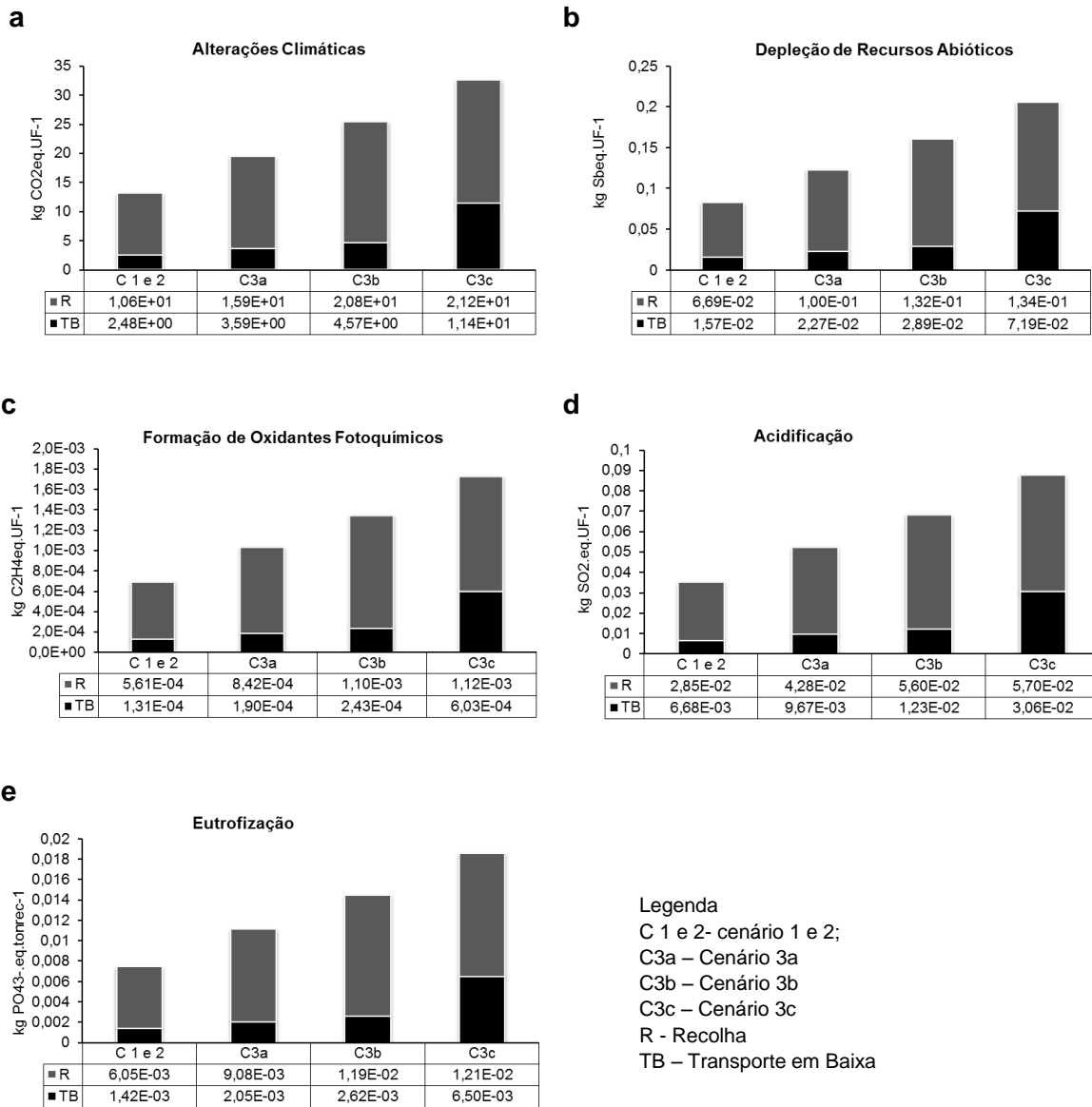


Figura 5.6 - Impactes ambientais por categoria para as operações de recolha e transporte em baixa. a Alterações Climáticas; b Depleção de Recursos Abióticos; c Formação Oxidantes Fotoquímicos; d Acidificação; e Eutrofização

5.1.2 GESTÃO EM ALTA (ESTAÇÃO DE TRANSFERÊNCIA E TRANSPORTE EM ALTA)

Os impactes totais associados ao processo de compactação de RU na ET ao TA representativos de cada cenário em estudo, ilustram-se na Figura 5.7.

Através da análise da figura anteriormente referida, constata-se que o cenário 3c é o que menos impactes ambientais propicia para todas as categorias analisadas. Por outro lado, é o cenário 2 o que causa maior impacte.

Os cenários 1 e 2 tratam a mesma quantidade de RU, no entanto para o cenário 2 a distância percorrida em alta é superior, refletindo um incremento nos impactes do TA em todas as categorias, na ordem dos 33%. Já o modelo de gestão de transporte de RU em alta para os cenários 2, 3a, 3b e 3c é idêntico no entanto ocorre a diminuição gradual de substâncias emitidas e recursos consumidos devido à diminuição sucessiva das quantidades de RU transportadas provenientes da recolha no município.

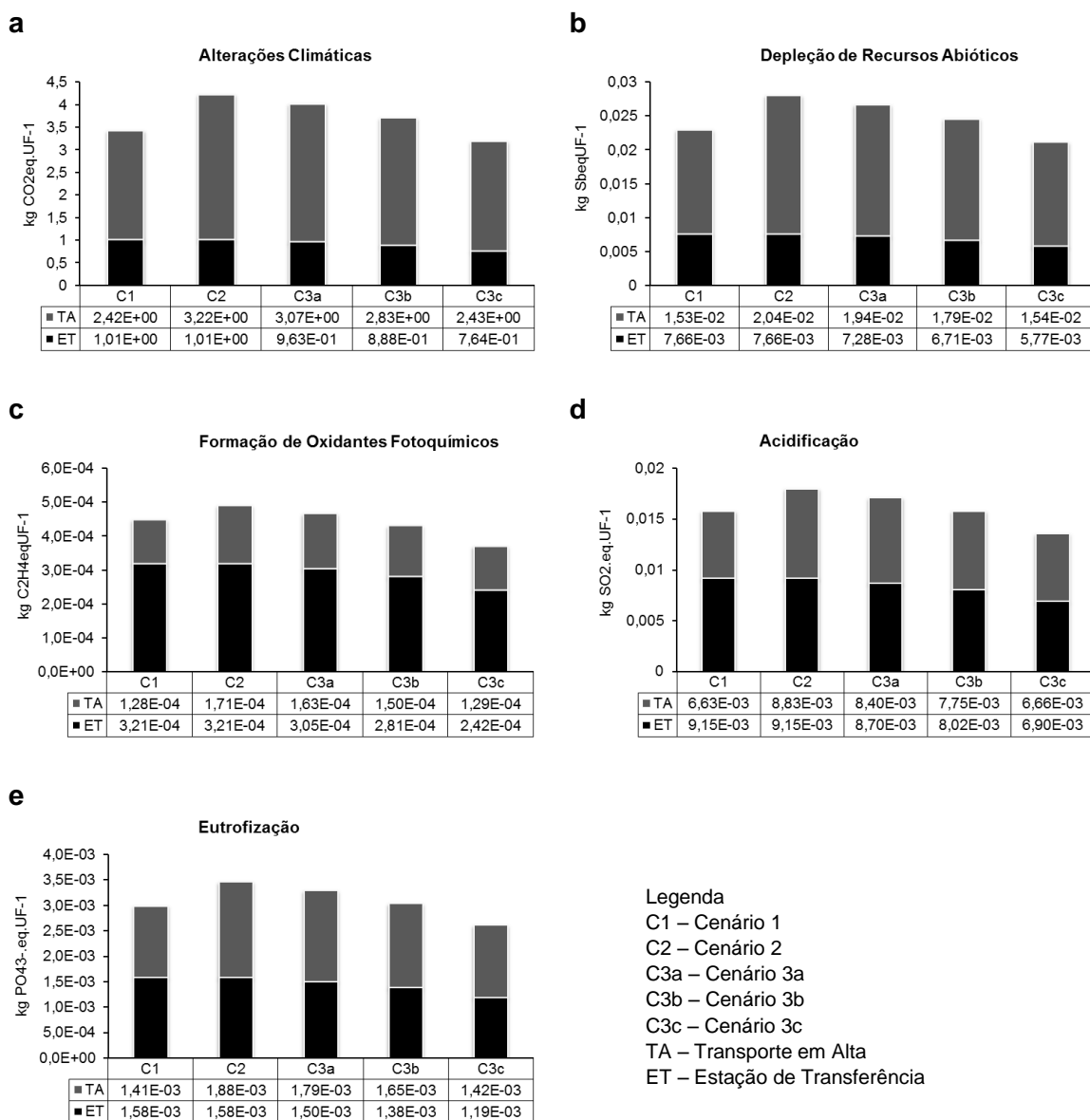


Figura 5.7 - Impactes ambientais por categoria para a estação de transferência e operação de transporte em alta. a Alterações Climáticas; b Depleção de Recursos Abióticos; c Formação de Oxidantes Fotoquímicos; d Acidificação; e Eutrofização

O CO₂ emitido, tanto pela ET como pelo TA, é a substância com maior influência nos impactes referentes AC (Figura 5.7a) No caso do TA, o CO₂ é resultado do processo de combustão dos veículos de transporte e corresponde a 68% da massa de total de CO₂

equivalente emitida pelo conjunto das operações. A emissão de CO₂ por parte da ET está associado à produção de energia elétrica.

Para a DP (Figura 5.7b), a maior contribuição de impacto provém do consumo de petróleo associado ao TA, concretamente ao consumo de combustível por parte dos veículos, representado 61 % da depleção de equivalentes de Sb

Na categoria de FOF (Figura 5.7c), a ET passa a deter um papel importante na emissão de poluentes atmosféricos, nomeadamente através da emissão de SO₂ devido ao consumo de energia elétrica, contribuindo com 68% do total da massa equivalente de C₂H₄ emitida para o cenário 1, e 62% para os restantes cenários.

Para a categoria de ACD (Figura 5.7d) a maior contribuição provém igualmente do SO₂ associado ao consumo de eletricidade na ET, correspondendo, para o cenário 2 e 3, a 42% do equivalente de impacto de acidificação total por UF processada. Outro elemento com impacto significativo na acidificação é o NO_x originado no processo de combustão da operação TA.

Na categoria de FOF, é o PO₄³⁻ proveniente da ET e o NO_x originário do TA que mais contribuem para a emissão de SO₂eq (Figura 5.7e).

Um conjunto mais abrangente de indicadores relativos à Avaliação de Impacte ciclo de vida para as operações de transporte em alta encontra-se disponibilizado no Anexo II-g.

5.1.3 OPERAÇÕES DE VALORIZAÇÃO

Na Figura 5.8 estão representados os impactes provenientes das operações de valorização para todas as categorias consideradas no presente estudo e respeitantes a cada cenário. O cenário 1 está excluído da análise pois não contempla nenhuma operação de valorização. Já a compostagem é excluída no cenário 2 visto não integrar o seu modelo de gestão.

Através da observação do gráfico presente na Figura 5.8a é possível constatar que a DA é a operação que contribui maioritariamente para o impacto da categoria de alterações climáticas. É igualmente constatável que a significância do impacto de DA diminui linearmente consoante o aumento da quantidade de bioresíduos desviado para CP, operação que para o cenário 3c contribui com 35,5% do total equivalente de CO₂. O gás que mais contribui para a categoria de alterações climáticas é o CH₄.

A operação de valorização multimaterial (Triagem) é a que mais contribui para a categoria de DP, tal como é possível observar na Figura 5.8b. A principal causa deste facto está relacionado com a produção de energia elétrica, concretamente com a

utilização de carvão como combustível fóssil. O desvio de bioresíduos na origem, enviando menos RU para triagem, está na origem na diminuição gradual da DP, desde o cenário 1 até ao cenário 3, sendo o primeiro o que maior impacte provoca.

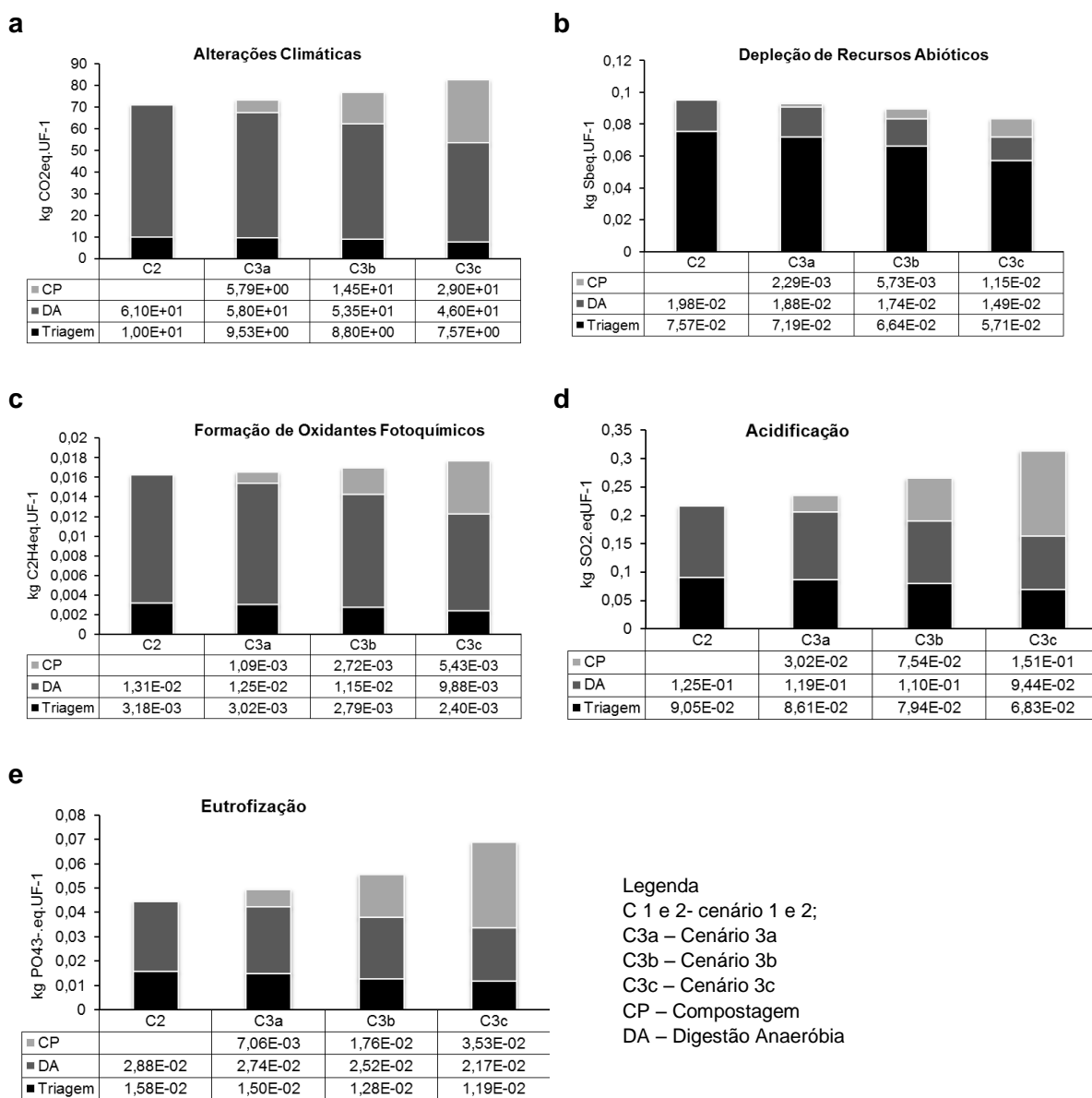


Figura 5.8 – Impactes ambientais por categoria para as operações de triagem, digestão anaeróbia e compostagem. a Alterações Climáticas; b Depleção de Recursos Abióticos; c Formação de Oxidantes Fotoquímicos; d Acidificação; e Eutrofização

Relativamente à categoria de FOF referentes às operações de valorização são aproximadamente idênticas, variando em cerca de 9% entre o cenário de menor impacte e o de maior impacte, isto é, entre os cenários 2 e 3c (Figura 5.8c). Também é possível constatar que a operação que mais contribui para o impacte se trata da DA. No entanto a CP vai assumindo um papel cada vez mais significativo consoante o aumento

da massa de bioresíduos recolhida. Para ambas as operações, o gás com maior impacto é o CH₄ originário da fermentação de matéria orgânica.

A operação que mais contribui para a categoria de AC nos cenários 2, 3a e 3b é a DA (Figura 5.8d). No entanto ocorre uma inversão no cenário 3c, para o qual é a compostagem a operação com maior contribuição para o impacto desta categoria, refletindo uma emissão de 48,1% do total de massa equivalente de SO₂. Para ambas as operações o gás NH₃ é o que contribui com maior impacto, tendo como origem os processos de fermentação da matéria orgânica.

À imagem da acidificação, as emissões de NH₃, preconizadas pelas operações de valorização orgânica, assumem um papel significativo nos impactes associados à categoria de Eutrofização, mas neste caso sobre a forma de lixiviados (Figura 5.8e). Para esta categoria o impacto aumenta em quantidade equivalente de PO₄³⁻ consoante o aumento da massa de bioresíduos desviados para compostagem, sendo menor para o cenário 2 e maior para o cenário 3c. A contribuição do processo de compostagem aumenta igualmente, atingindo para o cenário 3c a posição de operação com maior cota de contribuição para o impacto total desta categoria.

Um conjunto mais abrangente de indicadores relativos à Avaliação de Impacte ciclo de vida para as operações de valorização encontra-se disponibilizado no Anexo II-h.

5.1.4 ELIMINAÇÃO

A única operação de eliminação considerada no presente estudo consiste na deposição em aterro da mistura original de RU (AT) e do material proveniente do processo de biometanização (ATCRU). Assim, os impactes para as categorias definidas neste estudo de ACV para a operação de aterro estão representados na Figura 5.9, diferenciadas por cenário.

Através da análise da figura anterior é possível constatar que o modelo atual de gestão (cenário 1) é o que representa maior impacto para a totalidade das categorias.

Para a categoria de AC, retratada na Figura 5.9a, foi feita a aproximação de que a totalidade de CO₂ emitido tem como origem fontes biogénicas, não integrando desta forma o estudo para esta categoria. Assim, o gás CH₄ destaca-se como o principal contribuidor para as alterações climáticas, correspondendo à sua emissão 99,9% do equivalente de CO₂ produzido em todos os cenários. A decomposição da matéria orgânica está na origem da maior parte do CH₄ libertado.

A extração de gás natural e petróleo assumem-se como as principais causas para a categoria de DP, sendo que o primeiro exibe um ligeiro ascendente sobre o segundo, correspondendo a pouco mais de 50% do total de equivalentes de Sb extraído (Figura 5.9b). A mistura original de RU depositado apresenta-se como a principal fonte depletora de gás.

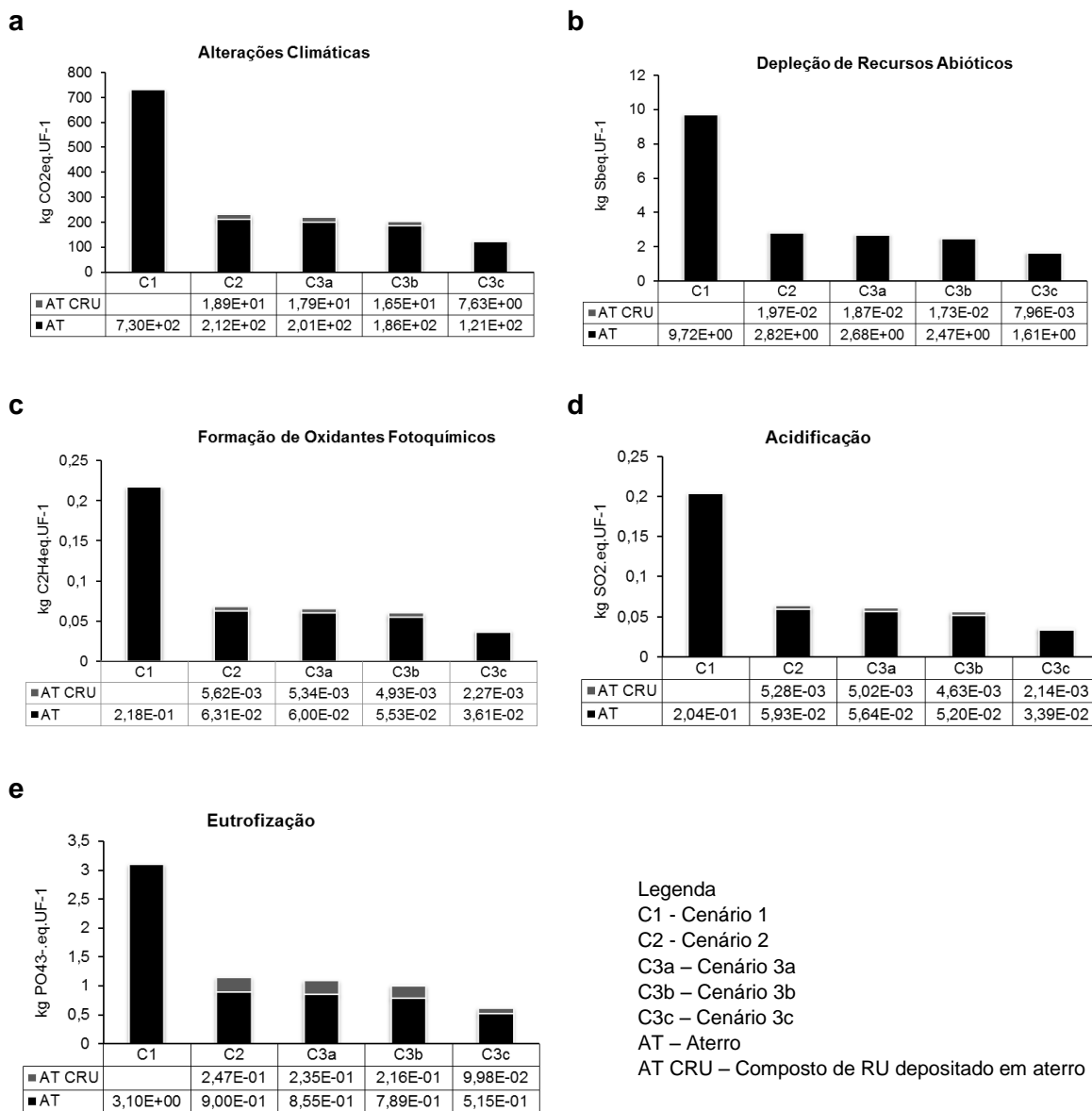


Figura 5.9 - Impactes por categoria para a deposição em aterro de RU e do material proveniente da digestão anaeróbia. a Alterações Climáticas; b Depleção de Recursos Abióticos; c Oxidantes Fotoquímicos; d Acidificação; e Eutrofização

Relativamente ao impacte da FOF, é novamente o CH₄ proveniente da decomposição da mistura original do RU depositado, o gás com maior contributo (Figura 5.9c). O CH₄ é a substância que mais contribui para o total de equivalentes de emitidos.

O consumo elétrico dos equipamentos e a combustão de diesel por parte de veículos pesados, ambos associados à gestão operacional de um aterro, estão na origem dos dois gases que, em conjunto, contribuem para a generalidade do impacto da categoria de ACD. Os dois gases são o NO_x e o SO_2 , cabendo ao segundo a maior fatia do impacto (Figura 5.9d).

Por fim, falta a análise para a categoria de eutrofização, para a qual o maior impacto advém da emissão de PO_4^{3-} (Figura 5.9e). A produção de NH_4^+ não deve ser desprezada pois esta substância apresenta valores de emissão da mesma ordem de grandeza do PO_4^{3-} . Ambas as substâncias anteriores têm como origem os lixiviados que apresentam uma elevada carga orgânica devido à presença de matéria orgânica nos resíduos depositados.

Um conjunto mais abrangente de indicadores relativos à Avaliação de Impacte ciclo de vida para as operações de eliminação encontra-se disponibilizado no Anexo II-i.

5.2 COMPARAÇÃO ENTRE CENÁRIOS DA AVALIAÇÃO DE IMPACTE CICLO DE VIDA

Na Figura 5.10 estão representados os somatórios dos impactos de todas as operações associadas aos modelos de gestão de cada cenário estudado, aplicadas às categorias de impacto que integram o presente estudo de ACV.

O modelo de gestão atual (cenário 1) é o que reflete o maior impacto para a categoria de AC (Figura 5.10a). A deposição em aterro é a operação que mais contribui para este impacto representando cerca de 98% do total da massa equivalente de CO_2 emitida para a atmosfera. Já o cenário 3c é o que menor impacto propicia para esta categoria, emitindo menos 67% da massa equivalente de CO_2 , relativamente ao cenário 1.

Para a categoria de DP, é igualmente o cenário 1 que está associado à maior quantidade de recursos extraídos, essencialmente devido à operação de deposição em aterro que representa cerca de 99% do impacto total (Figura 5.10b). Da mesma forma, é o cenário 3 que apresenta um impacto menor para esta categoria, necessitando de menos 79% da quantidade equivalente de Sb para processar a UF do estudo, relativamente ao cenário 1.

Na categoria de FOF a história mantém-se, correspondendo ao cenário 1 a maior quantidade equivalente de C_2H_4 emitida (Figura 5.10c). O aterro volta a assumir um papel determinante no impacto para esta categoria, representando 99% do total. O cenário 3c representa a opção de modelo de gestão com menor impacto, emitindo menos 73% da massa equivalente de C_2H_4 , relativamente ao cenário 1.

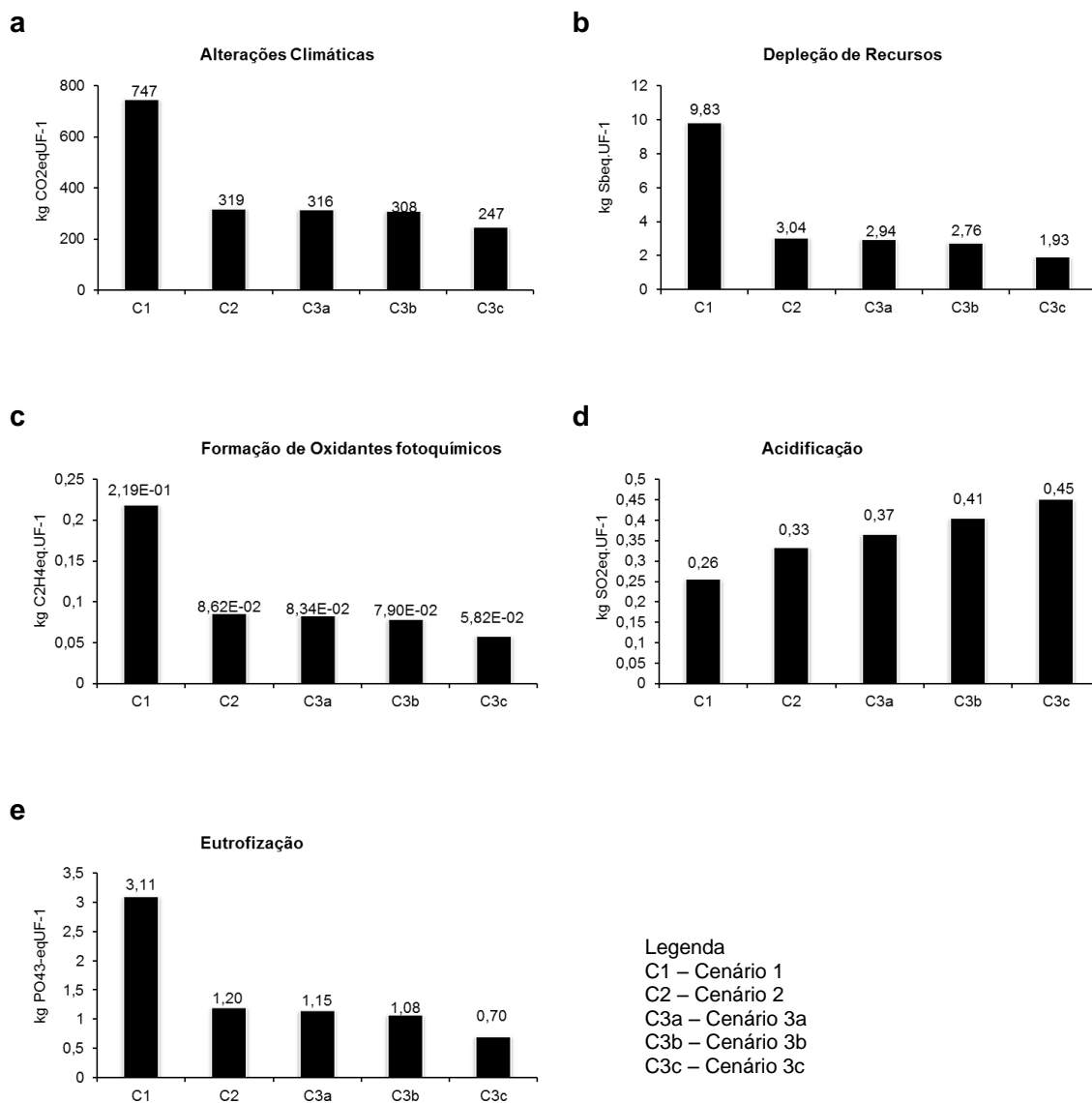


Figura 5.10 – Comparação de Impactes entre cenários por categoria relativamente à gestão de 1 tonelada de RU recolhido. a Alterações Climáticas; b Depleção de Recursos Abióticos; c Oxidantes Fotoquímicos; d Acidificação; e Eutrofização

Devido à integração das operações de valorização, e em especial da valorização orgânica, cabe ao cenário 3c a maior contribuição de emissão de equivalentes de SO₂, gás representativo dos impactes associados à categoria de ACD (Figura 5.10d). As emissões desta substância para o cenário 3c, associada apenas às operações de valorização orgânica, correspondem a cerca de 49% do impacte total da categoria. Na posição de menor contribuidor para a emissão de substâncias com potencial de acidificação está o cenário 1 que representa um impacte 44% inferior ao do cenário 3c.

Por fim, na comparação entre cenários, é o modelo de gestão atual (cenário 1) que representa um maior impacte para a categoria de EU (Figura 5.10e). A operação que

mais contribui para este impacto é a deposição em aterro, emitindo uma quantidade de substâncias líquidas com potencial de eutrofização representativas de 99% do impacto total. O cenário 3c assume-se como o modelo de gestão mais favorável para a minimização dos impactos de eutrofização, emitindo menos 77% da massa equivalente de PO_4^{3-} , relativamente ao cenário 1.

5.1 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

A análise de sensibilidade consiste no último passo da fase de interpretação de um estudo ACV. Este tipo de análise é empregue de forma a estimar os efeitos nos resultados finais, dos pressupostos e das aproximações empregues no estudo, conseguindo desta forma testar a robustez do modelo ICV utilizado (ISO 2006a).

São 3 os parâmetros considerados como suscetíveis de causar transformações significativas no presente estudo, nomeadamente: i) o incremento do consumo de diesel associado ao esforço de recolha; ii) a deposição em aterro do composto proveniente da biometanização; iii) assunção que todo o CO_2 emitido, afeto à deposição em aterro, é de origem biogénica.

Através de estimativas de dados operacionais, considerou-se que durante a recolha os veículos pesados consomem 5,08 vezes mais combustível em relação ao consumo misto, devido ao fenómeno de pára-arranca do percurso entre contentores (ver capítulo 4.3.2.1). Para esta análise de sensibilidade estudou-se a influência nos resultados finais associada a uma redução de 50% do agravamento do consumo de diesel para regime pára-arranca. Com os resultados obtidos verificou-se que apenas tem uma influência significativa para a categoria de acidificação relativa aos cenários 1 e 2. Para o cenário 1, a emissão de massa equivalentes de SO_2 sofreu uma diminuição de 7,1% relativamente ao modelo utilizado no presente estudo. No cenário 2, a diminuição cingiu-se nos 5,9%. Os restantes cenários apresentam variações que não ultrapassam os 2%. Quanto às restantes categorias, apenas ocorrem variações superiores a 1% no cenário 2, nomeadamente para os impactos poluentes que influenciam o aquecimento global (-2,8%) e na depleção de recursos abióticos (-1,9%).

A produção de composto por biometanização com qualidade suficiente para ser comercializado, evitaria a deposição do mesmo em aterro. Nos cenários que contemplam operações de valorização orgânica, este facto constituiria uma diminuição de 62% da quantidade de material digerido por biometanização eliminado. Ao se verificar a anterior condição ocorreria modificações significativas em termos de impacto ambiental, em especial para categoria de eutrofização representada na Figura 5.11.

Desviando de aterro o composto, obter-se-ia uma redução em massa de PO_4^{3-} na ordem dos 9,3%, 9,2%, 9,0% e 8,6% para os cenários 2, 3a, 3b e 3c, respetivamente. A diminuição da quantidade de material no aterro influencia a produção de lixiviados com elevada carga orgânica, que está na origem da maior do impacte de eutrofização para todos os modelos de gestão analisados. Para as categorias de alterações climáticas e formação de oxidantes fotoquímicos, a atual análise de sensibilidade indica ocorreria uma diminuição no impacte com valores nunca ultrapassando os 3%. Quanto à depleção de recursos abióticos e acidificação a influência é ainda menor, representando diferenças inferiores a 1%.

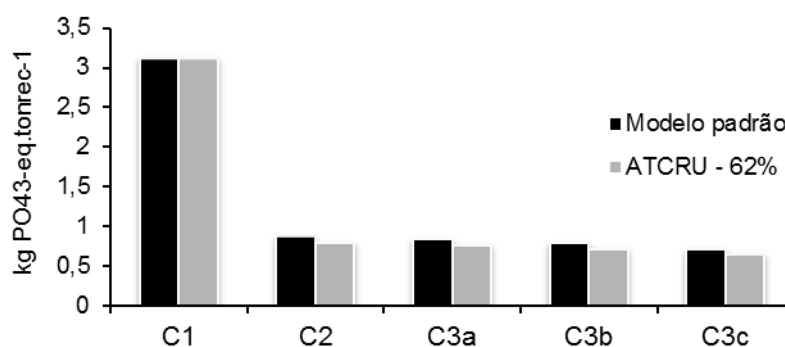


Figura 5.11 – Análise de sensibilidade ao estudo para a categoria de eutrofização considerando o desvio de aterro do composto produzido por biometanização.

Por fim, procedeu-se à análise de sensibilidade para avaliar a robustez do pressuposto que considera como biogénico todo o CO_2 emitido para a operação de deposição em aterro. Esta aproximação advém do facto do inventário para aterro utilizado (“ELCD database - Landfill of municipal solid waste; ES, GR, PT technology mix”) não diferenciar a origem fóssil ou biogénica do CO_2 emitido. Para a análise, foi utilizado o somatório dos valores de emissão de CO_2 de origem fóssil, por massa de RU depositada em aterro, oriundo da base de dados do ecoinvent “*disposal, municipal solid waste, 22.9% water, to sanitary landfill*” (#2223), correspondendo a 10,7% do total de CO_2 emitido. Esta modificação apenas influencia a categoria de impacte de alterações climáticas, pois é a única do presente estudo que contempla a emissão de CO_2 . Com a adição da emissão de CO_2 verificou-se que não existiria uma contribuição significativa para o impacte, representando para o cenário 1 um incremento de 2,5% e para os restantes cenários valores relativos inferiores a 2%. A pouca significância do CO_2 fóssil emitido para a deposição em aterro deve-se à falta de expressividade comparativamente com as emissões de CH_4 , visto o CO_2 provir essencialmente do consumo energético e da combustão nos veículos operacionais nas instalações e a maior quantidade de

emissões gasosas poluentes que ocorrem em aterro provirem da decomposição da matéria orgânica presente nos RU confinados.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES PARA FUTUROS TRABALHOS

O presente trabalho pretende avaliar o desempenho ambiental para 3 modelos de gestão aplicados aos resíduos urbanos produzidos no município de São João da Madeira, através de uma avaliação do ciclo de vida. Os modelos estudados consistem no atual sistema de gestão (cenário 1), no sistema futuro que inclui a construção de uma unidade de tratamento mecânico-biológico projetada no âmbito do PERSU II (cenário 2) e ainda uma proposta de sistema de gestão que implicaria a criação de um fluxo de recolha de bioresíduos (cenário 3). O último modelo é diferenciado em 3 partes, relativas a diferentes quantidades de material putrescível presente nos RU original, considerando uma segregação na fonte de 10%, 25% e 50% do material orgânico presente na mistura de RU, correspondendo respetivamente aos cenários 3a, 3b e 3c.

Para cada modelo/cenário são diferenciadas todas as operações envolvidas na gestão e estimadas as emissões que advêm do processamento de 1 toneladas de RU recolhidos no município.

Por fim, as emissões estimadas são utilizadas para estimar os potenciais de impactes relativos a 5 categorias, nomeadamente: Alterações Climáticas (AC); Depleção de recursos abióticos (DR); Formação de oxidantes fotoquímicos (FOF); Acidificação (ACD) e Eutrofização (EU).

Com este estudo foi possível determinar as seguintes principais conclusões:

- O modelo atual (cenário 1) apresenta o pior desempenho ambiental para as categorias de AC, DR, FOF e EU e o melhor para a categoria de ACD;
- O cenário 3c é o que apresenta o pior desempenho ambiental para a categoria de ACD, e o melhor ou igual para as restantes categorias estudadas quando comparado com os restantes modelos;
- Os modelos de gestão que valorizam a fração orgânica apresentam um impacte potencial semelhante para a categoria de AC;
- A deposição em aterro é a operação com maior contribuição para as categorias de AC, DR, FOF e EU, estando os menores impactes associados aos cenários que desviam de aterro maiores quantidade de RU;
- Para os cenários que valorizam maior quantidade de material orgânico está associado um maior impacte para a categoria de ACD;

- O aumento do esforço de recolha, inerente ao à criação do fluxo de bioresíduos, não influencia significativamente o desempenho ambiental dos modelos de gestão;
- Com o futuro modelo de gestão (cenário 2) serão desviados de aterro cerca de 40% da massa de resíduos urbanos biodegradáveis (RUB) produzidos e recolhidos no município de São João da Madeira;
- A recolha de 50% de bioresíduos por via seletiva (cenário 3c) pressupõe um desvio de aterro em cerca de 70% da massa original RUB produzidos no município;
- Apenas os cenários 3b e 3c parecem cumprir na íntegra as metas traçadas para 2013 relativos ao desvio de aterro de 50% da quantidade total, em peso, dos RUB produzidos em 1995 (DL 183/2009);
- A meta traçada para 2020, que contempla o desvio de aterro de 65% dos RUB (DL 183/2009), parece apenas ser cumprido pelo cenário 3c.

É possível identificar algumas limitações encontradas no decorrer deste estudo:

- A informação relativa aos processos que integram o ACV provém de fontes distintas, incluindo bases de dados, artigos científicos, manuais técnicos, dados operacionais entre outros. Este facto poderá influenciar a qualidade dos dados utilizados;
- O estudo ACV avalia somente o desempenho ambiental, não considerando os aspetos económicos e sociais;
- As distintas aplicações da metodologia ACV podem influenciar os resultados finais consoante a abordagem adotada;
- Os resultados de casos de estudo, como o presente trabalho, não devem ser extrapolados para outros locais/região uma vez que cada um deles apresenta as suas especificidades.

Para finalizar, é importante sublinhar que apesar do presente estudo contribuir para a caracterização de desempenho ambiental para diferentes modelos de gestão de RU (atual, futuro e alternativos) futuros estudos poderiam ser considerados como importantes ferramentas a ser usadas pelas autarquias e governo central no apoio à tomada de decisão. Desta forma é proposto:

- Efetuar uma análise custo-benefício com base nos modelos estudados;

- Alargar as fronteiras do sistema utilizado no ACV de forma a avaliar as emissões e extração de recursos evitados inerentes à: i) produção energética por queima de biogás e incineração de CDR; ii) valorização multimaterial como encaminhamento para reciclagem e iii) aplicação de composto como fertilizante;
- Avaliar o impacto da aplicação de um sistema *pay-as-you-throw* no município de São João da Madeira;
- Para o tratamento de bioresíduos, analisar uma possível associação entre municípios de forma a diminuir os encargos do transporte de longa distancia e obter proveitos com o produto de compostagem.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agar, B. J., B. W. Baetz and B. G. Wilson (2007). "Fuel consumption, emissions estimation, and emissions cost estimates using global positioning data." *J Air Waste Manag Assoc* 57(3):pp: 348-354.
- APA (2008). Dossier de Prevenção (redução) de Resíduos - nível mais avançado. Agência Portuguesa do Ambiente, Amadora.
- APA (2011a). Caracterização da situação actual – 2010/2011. Agência Portuguesa do Ambiente, Lisboa.
- APA (2011b). Plano Nacional de Gestão de Resíduos 2011-2020. Agência Portuguesa do Ambiente, Lisboa.
- APA (2011c). Resíduos Urbanos em 2010. Agência Portuguesa do Ambiente, Lisboa.
- APA/ERSAR (2011). PERSU II: Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos 2007-2016. Relatório de Acompanhamento 2009. Agência Portuguesa do Ambiente e Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos, Lisboa.
- Arena, U., M. L. Mastellone and F. Perugini (2003). "The environmental performance of alternative solid waste management options: a life cycle assessment study." *Chemical Engineering Journal* 96:pp: 207-222.
- Assamoi, B. and Y. Lawryshyn (2012). "The environmental comparison of landfilling vs. incineration of MSW accounting for waste diversion." *Waste Manag* 32(5):pp: 1019-1030.
- Banar, M., Z. Cokaygil and A. Ozkan (2009). "Life cycle assessment of solid waste management options for Eskisehir, Turkey." *Waste Manag* 29(1):pp: 54-62.
- Boldrin, A., T. L. Neidel, A. Damgaard, G. S. Bhandar, J. Moller and T. H. Christensen (2011). "Modelling of environmental impacts from biological treatment of organic municipal waste in EASEWASTE." *Waste Manag* 31(4):pp: 619-630.
- Bovea, M. D. and J. C. Powell (2006). "Alternative scenarios to meet the demands of sustainable waste management." *J Environ Manage* 79(2):pp: 115-132.
- Caputo, A. and P. Pelagagge (2002). "RDF production plants: I Design and costs." *Applied Thermal Engineering* 22(4):pp: 423-437(415).
- CM-SJM. "Município de São João da Madeira." Abril 2012, from <http://www.cm-sjm.pt>
- CM-SJM. (2009). "Regulamento Municipal de Resíduos Sólidos Urbanos."

- De Schryver, A. M. (2010). "Value choices in life cycle impact assessment." PhD-thesis, Radboud University, Nijmegen, NL.
- den Boer, J., E. den Boer and J. Jager (2007). "LCA-IWM: a decision support tool for sustainability assessment of waste management systems." *Waste Manag* 27(8):pp: 1032-1045.
- Derwent, R. G., M. E. Jenkin and S. M. Saunders (1996). "Photochemical ozone creation potentials for a large number of reactive hydrocarbons under European conditions." *Atmospheric Environment* 30:pp: 181–199.
- Derwent, R. G., M. E. Jenkin and S. M. Saunders (1998). "Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in Northwest Europe calculated with a master chemical mechanism." *Atmospheric Environment* 32 (14–15):pp: 2429–2441.
- EC (2011). *Supporting Environmentally Sound Decisions for Bio-waste Management – A practical guide to LCT and LCA*. European Commission - Joint Research Centre Luxembourg.
- Ecoinvent (2012). "Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3." Swiss Centre for Life Cycle Inventories, St. Gallen.
- Ecoinvent, R. Dones, C. Bauer, R. Bolliger, B. Burger, M. Faist Emmenegger, R. Frischknecht, T. Heck, N. Jungbluth and A. Röder (2007a). "Life Cycle Inventories of Energy Systems: Results for Current Systems in Switzerland and other UCTE Countries. Final report ecoinvent data v2.0." Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- Ecoinvent, R. Frischknecht, N. Jungbluth, H.-J. Althaus, G. Doka, R. Dones, R. Hischier, S. Hellweg, T. Nemecek and G. Rebitzer (2007b). "Overview and Methodology. Final report ecoinvent data v2.0." Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- Ecoinvent, N. Jungbluth, M. Chudacoff, A. Dauriat, F. Dinkel, G. Doka, M. Faist Emmenegger, E. Gnansounou, N. Kljun, M. Spielmann, C. Stettler and J. Sutter (2007c). "Life Cycle Inventories of Bioenergy. Final report ecoinvent data v2.0." Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- Ecoinvent, T. Nemecek, T. Kägi and S. Blaser (2007d). "Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems. Final report ecoinvent v2.0." Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- Ecoinvent, M. Spielmann, R. Dones and C. Bauer (2007e). "Life Cycle Inventories of Transport Services. Final report ecoinvent data v2.0." Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- EEA (2003). *Assessment of information related to waste and material flows : A catalogue of methods and tools*. European Environment Agency, Copenhagen.

- EGF (2006). "Projecto de tratamento, valorização e destino final dos Resíduos Sólidos Urbanos da ERSUC." Empresa Geral do Fomento, SA, Lisboa, PT.
- Ekvall, T., G. Assefa, A. Bjorklund, O. Eriksson and G. Finnveden (2007). "What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management." *Waste Manag* 27(8):pp: 989-996.
- Eriksson, O. and A. Baky (2010). "Identification and testing of potential key parameters in system analysis of municipal solid waste management." *Resources, Conservation and Recycling* 54(12):pp: 1095-1099.
- ERSAR (2007). Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal (2006) Volume 1 – Caracterização geral do sector. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos, Lisboa.
- ERSAR (2008). Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal (2007) Volume 1 – Caracterização geral do sector. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos, Lisboa.
- ERSAR (2009). Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal (2008) Volume 1 – Caracterização geral do sector. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos, Lisboa.
- ERSAR (2010). Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal (2009) Volume 1 – Caracterização geral do sector. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos, Lisboa.
- ERSAR (2011). Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal (2010) Volume 1 – Caracterização geral do sector. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos, Lisboa.
- ERSUC (2011). "Relatório e Contas 2010."
- Ferreira, J. (2004). "Gestão Ambiental - Análise de ciclo de vida dos produtos." Instituto Politécnico Viseu, Viseu.
- Finnveden, G., M. Z. Hauschild, T. Ekvall, J. Guinee, R. Heijungs, S. Hellweg, A. Koehler, D. Pennington and S. Suh (2009). "Recent developments in Life Cycle Assessment." *J Environ Manage* 91(1):pp: 1-21.
- Gentil, E. C., D. Gallo and T. H. Christensen (2011). "Environmental evaluation of municipal waste prevention." *Waste Manag* 31(12):pp: 2371-2379.
- Gomes, A. P., M. A. Matos and I. C. Carvalho (2008). "Separate collection of the biodegradable fraction of MSW: an economic assessment." *Waste Manag* 28(10):pp: 1711-1719.

- Güereca, L., S. Gassó, J. Baldasano and P. Jiménez-Guerrero (2006). "Life cycle assessment of two biowaste management systems for Barcelona, Spain." *Resources, Conservation and Recycling* 49(1):pp: 32–48.
- Guinée, J. B., M. Gorrée, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. d. Koning, L. v. Oers, A. Wegener Sleeswijk, S. Suh, H. A. Udo de Haes, H. d. Bruijn, R. v. Duin and M. A. J. Huijbregts (2001). *Life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Guinée, J. B., H. A. Udo de Haes and G. Huppes (1993). "Quantitative life cycle assessment of products : 1. Goal definition and inventory." *Journal of Cleaner Production* 1(1):pp: 3-13.
- Heijungs, R., J. Guinée, G. Huppes, R. M. Lankreijer, H. A. Udo de Haes, A. W. Sleeswijk, A. M. M. Ansems, P. G. Eggels, R. van Duin and H. P. de Goede (1992). "Environmental Life Cycle Assessment of products. Guide and Backgrounds." CML, Leiden University, Leiden.
- Huijbregts, M. A., U. Thissen, J. B. Guinee, T. Jager, D. Kalf, D. van de Meent, A. M. Ragas, A. W. Sleeswijk and L. Reijnders (2000). "Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA." *Chemosphere* 41(4):pp: 541-573.
- INE (2011). *Anuário Estatístico da Região Norte 2010.* Instituto Nacional de Estatística, Lisboa.
- INETI (2009). *Prevenção de Resíduos Urbanos - Proposta de Programa.* Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação, Lisboa.
- IPCC (2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.* Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Japan. .
- Iriarte, A., X. Gabarrell and J. Rieradevall (2009). "LCA of selective waste collection systems in dense urban areas." *Waste Manag* 29(2):pp: 903-914.
- ISO (2006a). *Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines, ISO 14044.* International Organization for Standardization, Geneva.
- ISO (2006b). *Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework, ISO 14040.* International Organization for Standardization, Geneva.
- Kim, M. H. and J. W. Kim (2010). "Comparison through a LCA evaluation analysis of food waste disposal options from the perspective of global warming and resource recovery." *Sci Total Environ* 408(19):pp: 3998-4006.

- Magrinho, A., F. Didelet and V. Semiao (2006). "Municipal solid waste disposal in Portugal." *Waste Manag* 26(12):pp: 1477-1489.
- Martins, P. and R. Frazão (2012). *Gestão do ciclo de vida de resíduos urbanos – modelo FENIX de estações de transferência. Avances metodológicos en el Análisis de Ciclo de Vida (ACV) de gestión de residuos: Proyecto FENIX, Pompeu, ES.*
- Matos, M. A. (2009). *Gestão de Resíduos Sólidos. in: Técnicas de Gestão de Resíduos - Apontamentos teóricos. Aveiro, Universidade de Aveiro.*
- Matos, M. A. and A. P. Gomes (2004). *Estratégia de gestão dos resíduos biodegradáveis dos RSU em Portugal. 8ª Conferência Nacional de Ambiente, CD, ref TGVR_17 Lisboa.*
- Matos, M. A., N. Rodrigues, P. Costa and M. Lima (2007). *Aplicação da metodologia da análise ciclo de vida à gestão de resíduos sólidos urbanos em Portugal Continental. 9ª Conferência Nacional de Ambiente, Aveiro.*
- McDougall, F. R., P. R. White, M. Franke and P. Hindle (2001). *Integrated solid waste management: a life cycle inventory. 2nd Edition. Blackwell Science Ltd, Oxford.*
- NREL (2004). *U.S. LCI Database Project – User's Guide. National Renewable Energy Laboratory, USA, Battelle.*
- Pieragostini, C., M. C. Mussati and P. Aguirre (2012). "On process optimization considering LCA methodology." *J Environ Manage* 96(1):pp: 43-54.
- Pires, A., N.-B. Chang and G. Martinho (2011a). "Reliability-based life cycle assessment for future solid waste management alternatives in Portugal." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16(4):pp: 316-337.
- Pires, A., G. Martinho and N. B. Chang (2011b). "Solid waste management in European countries: a review of systems analysis techniques." *J Environ Manage* 92(4):pp: 1033-1050.
- Rebitzer, G., T. Ekvall, R. Frischknecht, D. Hunkeler, G. Norris, T. Rydberg, W. P. Schmidt, S. Suh, B. P. Weidema and D. W. Pennington (2004). "Life cycle assessment part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications." *Environ Int* 30(5):pp: 701-720.
- Rieradevall, J., X. Domenech and P. Fullana (1997). "Application of life cycle assessment to landfilling." *International Journal of LCA* 3:pp: 141–144.
- Seinfeld, J. H. and S. N. Pandis (2006). *Atmospheric chemistry and physics : from air pollution to climate change. 2nd Edition. John Wiley & Sons, Inc., New Jersey, USA.*
- Tchobanoglous, G. and F. Kreith (2002). *Handbook of Solid Waste Management. 2nd Edition. MacGraw-Hill Companies, Inc., Nova Iorque.*

- Teixeira, C. (2010). "Um Modelo de Avaliação de Desempenho de Sistemas de Recolha de Resíduos Urbanos - Avaliação operacional, económica e ambiental." PhD-thesis, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.
- UNEP (2005). Solid Waste Management (Volume I). United Nations Environment Programme, Osaka.
- UNEP (2010). Waste and Climate Change: Global trends and strategy framework. United Nations Environment Programme, Osaka.
- Williams, P. T. (2005). Waste treatment and disposal. 2nd Edition. John Wiley & Sons Ltd, West Sussex.
- Winkler, J. and B. Bilitewski (2007). "Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management." Waste Manag 27(8):pp: 1021-1031.
- Xará, S., M. Almeida, M. Silva and C. Costa (2005). "Porto 1990/2000: Evaluation of environmental burdens from MSW management using life cycle assessment " Tenth International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy, October 2005:pp: 6.

Legislação Comunitária

Diretiva n.º 75/442/CEE de 15 de julho	Diretiva n.º 2008/1/CE de 15 de Janeiro
Diretiva n.º 91/156/CEE de 18 de março	Diretiva n.º 2008/98/CE de 19 de novembro
Diretiva n.º 91/689/CEE, de 12 de dezembro	Decisão 94/3/CE de 20 de dezembro de 1993
Diretiva n.º 1994/62/EC de 20 de dezembro	Decisão 2000/532/ CE de 3 de maio
Diretiva n.º 1999/31/CE de 26 de abril	COM (2001) 68 final de 7 de fevereiro
Diretiva n.º 2000/76/CE de 4 de dezembro	COM (2005) 666 final de 21 de Dezembro
Diretiva n.º 2004/12/CE de 11 de fevereiro	COM (2005) 670 final de 21 de Dezembro
Diretiva n.º 2006/12/CE de 5 de abril	Regulamento (CE) n.º 1980/2000 de 17 de Julho

Legislação Portuguesa

Decreto-Lei n.º 488/85 de 25 de novembro	Decreto-Lei n.º 207/2006 de 27 de outubro
Decreto-Lei n.º 379/93 de 5 de novembro	Decreto-Lei n.º 6/2009 de 6 de janeiro
Decreto-Lei n.º 310/95 de 20 de novembro	Decreto-Lei n.º 183/2009 de 10 de agosto
Decreto-lei n.º 23/97 de 9 de setembro	Decreto-Lei n.º 267/2009 de 29 de setembro
Decreto-Lei n.º 366-A/97 de 20 de dezembro	Decreto-lei n.º 73/2011 de 17 de junho
Decreto-Lei n.º 162/2000 de 27 de julho	Portaria n.º 15/96 de 23 de janeiro
Decreto-Lei n.º 111/2001 de 6 de abril	Portaria n.º 818/97 de 5 de setembro
Decreto-Lei n.º 152/2002 de 23 de maio	Portaria n.º 209/2004 de 3 de março
Decreto-Lei n.º 104/2003 de 23 de maio	Portaria 187/2007 de 12 de fevereiro
Decreto-Lei n.º 230/2004 de 10 de dezembro	Despacho n.º 454/2006 (2ª Série), de 9 de janeiro
Decreto-Lei n.º 85/2005 28 de abril	Despacho n.º 21295/2009 de 26 de agosto
Decreto-Lei n.º 92/2006, de 25 de maio	Despacho n.º 3227/2010, de 22 de fevereiro
Decreto-Lei n.º 178/2006 de 5 de setembro	Decreto Regulamentar n.º 53/2007, de 27 de Abril

Consultas online

Governo de Portugal
<http://www.portugal.gov.pt>
consultado em Abril de 2012

ERSUC - Resíduos Sólidos do Centro, S.A.
<http://ersuc.pt/web/>
consultado em Abril de 2012

Empresa Geral de Fomento, S.A.

<http://www.egf.pt>

consultado em de Abril de 2012

Eurostat

<http://epp.eurostat.ec.europa.eu>

consultado em Abril de 2012

LIPOR

<http://www.lipor.pt/>

consultado em Maio 2012

ELCD core database

<http://lct.jrc.ec.europa.eu>

consultado em Março 2012

Agência Portuguesa do Ambiente

<http://www.apambiente.pt>

consultado em de Abril de 2012

RECOLTE – Recolha, Tratamento e
Eliminação de Resíduos, S.A

<http://www.recolte.pt/>

consultado em Maio 2012

ECOINVENT v2.2.

<http://www.ecoinvent.org/>

consultado em Janeiro 2012

ANEXO I – DESCRIÇÃO DAS FASES QUE COMPÕE A AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

1. DEFINIÇÃO DE OBJETIVO E ÂMBITO

O objetivo e âmbito de um ACV devem ser claros e consistentes relativamente ao objeto de estudo. Para o objetivo, segundo a norma ISO 14040, um requisito necessário prende-se com a especificação clara da razão da elaboração do estudo e qual a aplicação pretendida. Por outro lado, a forma de comunicação deve ser ajustada consoante o destinatário final. Relativamente ao âmbito, deve ser bem definido para assegurar que a extensão, a profundidade e o detalhe do estudo sejam compatíveis e suficientes para atingir os objetivos planeados (Ferreira 2004). Para tal, a ISO 14040 estipula que os itens seguidamente discutidos devem vir claramente referenciados no âmbito de um estudo ACV.

1.1. Função e unidade funcional

A um sistema correspondem conjuntos de processos unitários com fluxos elementares que desempenham uma ou mais funções e integram o ciclo de vida do produto em análise. Um sistema poderá ter várias funções possíveis e a(s) selecionada(s) para um estudo depende(m) do objetivo e âmbito da ACV (ISO 2006b). Como exemplo adaptando à gestão de RU, num estudo desenvolvido por Assamoi et al. (2012) utilizando a metodologia ACV proposta pela ISO, a função consiste em diferenciar e comparar as performances ambientais da incineração e da deposição em aterro de RU. Para tal, utilizou como sistemas integrantes o transporte, os diferentes tratamentos e a eliminação a que os RU foram sujeitos.

A unidade funcional (UF) define a quantificação do desempenho do sistema em estudo relativamente a uma unidade de referência produzida ou serviço disponibilizado. No essencial, é uma referência que relaciona as entradas e saídas do sistema, com o principal objetivo de assegurar a comparabilidade dos resultados da ACV com outros estudos com uma base comum (ISO 2006b). A UF é assim, o equivalente à quantidade de produto, serviço ou processo (Pieragostini et al. 2012) e deve ser consistente com o objetivo e âmbito do estudo, definida claramente e mesurável (ISO 2006a). Na gestão de resíduos, a UF é geralmente associada a uma quantidade de massa de resíduos geridos numa determinada área, podendo ser alusivo a um fluxo específico ou a um agregado de diferentes fluxos integrados num sistema de gestão. Por exemplo, um fluxo específico pode contemplar apenas a gestão de RU indiferenciados (Matos et al. 2007)

ou de bioresíduos (Kim et al. 2010), enquanto que um agregado de fluxos é usualmente associado a fluxos de RU indiferenciados e seletivos (Bovea et al. 2006; Gentil et al. 2011).

1.2. Fronteiras do sistema

A Norma ISO 14040 (ISO 2006a) estipula que, num estudo ACV, as fronteiras do sistema determinam quais processos unitários que devem integrar o sistema. As fronteiras definidas inicialmente podem sofrer alterações se a exclusão de um determinado processo não influenciar significativamente os resultados finais. Geralmente a decisão de exclusão de algum processo tem como base uma análise de sensibilidade. No contexto da gestão de resíduos, as fronteiras de sistema podem englobar todos os tipos de operações a que os resíduos estão submetidos (Gentil et al. 2011) ou apenas a alguma(s) fase(s) específicas, como por exemplo a recolha (Iriarte et al. 2009). Através das fronteiras de sistema são contempladas a entrada de resíduos e energia e a saída na forma de descargas para o ambiente (emissões para atmosfera, água e solo), energia útil e produtos para reciclagem e outras aplicações. No entanto, é assumido normalmente encargo zero (“*zero burden assumption*”) para a produção do RU, isto é, a produção, distribuição e consumo de um produto antes de ser descartado e passar a ser considerado resíduo, não é contemplado na ACV (Ekvall et al. 2007). A fronteira do sistema pode albergar diferentes escalas geográficas, desde um país, uma região ou um município (Xará et al. 2005; Matos et al. 2007; Pires et al. 2011a).

1.3. Qualidade dos dados

As características dos dados usados na ACV são importantes para aferir a credibilidade dos resultados do estudo. Para tal, a ISO 14040 (ISO 2006a) estipula que os dados devem referenciar a cobertura temporal, geográfica, tecnológica além da precisão, o que é medido ou estimado, a representatividade, a consistência, a reprodutibilidade, sem descurar a referenciação das fontes. Sendo a ACV uma ferramenta que utiliza uma grande quantidade de dados com diversas origens, a má qualidade ou omissão de determinados dados pode influenciar ou mesmo gerar as conclusões a tirar de um estudo específico (Finnveden et al. 2009).

Para Arena et al. (2003), uma ACV requer dois tipos de dados: genéricos e específicos. Adaptando à gestão de resíduos, os dados genéricos estão relacionados com a produção de energia, extração de matéria-prima e transporte. Por sua vez, dados específicos estão relacionados com todas as restantes etapas do sistema de gestão em execução. A qualidade dos dados genéricos é relativamente fácil de aferir, pois provêm por norma de bases de dados internacionais consensuais. Contudo, para garantir a

qualidade dos dados específicos seria necessário investigar, caso-a-caso, cada instalação/processo ou a obtenção documentos oficiais das empresas/instituições gestoras (Finnveden et al. 2009). Com a impossibilidade de obter dados específicos das formas mencionadas anteriormente, a forma vulgarmente utilizada consiste no uso de base de dados genéricas de instalações ou processo análogos mas com origens díspares, garantindo a confidencialidade dos dados operacionais das empresas/instituições. Desta forma, é difícil ao investigador saber as condições operacionais exatas que podem ser desadequadas às pretendidas e conseqüentemente, influenciar a qualidade e inadequabilidade dos dados utilizados (Finnveden et al. 2009).

A ISO 14040 ainda especifica que no âmbito da ACV deverá ser referido claramente os procedimentos de alocação, a metodologia de avaliação de impacto e os tipos de impacto utilizados, os pressupostos e as limitações do estudo. Assim a formulação do âmbito estará dependente da composição do inventário ciclo de vida e da avaliação de impactos que são explicadas separadamente nos próximos sub-capítulos.

2. INVENTÁRIO CICLO DE VIDA

Segundo a ISO 14040 (ISO 2006b), a formulação de uma análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV) consiste na identificação, recolha e quantificação dos dados necessários para atingir o objetivo e âmbito definidos no estudo. Assim, a formulação do ICV envolve procedimentos de recolha e processamento de dados relativos aos fluxos de energia e materiais associados à tecnosfera e as emissões para a atmosfera e descargas para a água e solo. Esta é fase da ACV que geralmente necessita maior dispêndio de tempo e trabalho (Rebitzer et al. 2004).

Nos próximos subcapítulos estão explicados alguns parâmetros chave para a elaboração de um ICV.

2.1. Recolha de dados

De acordo com a ISO 14040 (ISO 2006b), para a elaboração de um ICV devem ser recolhidos os dados quantitativos e qualitativos referentes a cada processo unitário incluídos no sistema do estudo. Para tal é necessário obter os dados de entradas e saídas de cada processo, sendo sempre necessário referenciar as técnicas de recolha ou cálculo para cada situação. Segundo Eriksson et al. (2010), existem 3 categorias de parâmetros possíveis para categorizar um ICV aplicada à gestão de RU: (i) parâmetros municipais (ii) parâmetros específicos, geralmente associados a operações de tratamento e (iii) parâmetros gerais, que não diferem de município em município. Dos 3

conjuntos de parâmetros identificados, os específicos são os que apresenta maiores condicionantes de quantificação. Isto deve-se à dificuldade de obter dados operacionais desagregados de um processo ou instalação específica (Matos et al. 2007). Assim, é por vezes necessário utilizar bases de dados genéricas para diversos processos unitários, já referidas na secção 2.2. As fontes das bases de dados podem ser instituições públicas, a indústria ou consultoras. As bases de dados mais usuais do ponto de vista da gestão de RU, dizem respeito a projetos de bases de dados nacionais e internacionais, de domínio público, que englobam uma grande diversidade de serviços necessários para a elaboração de ACV, tais como, produção energética, transporte e operações de tratamento de RU (Finnveden et al. 2009). Algumas das mais utilizadas incluem: (i) *Ecoinvent database* desenvolvida na Suíça (Ecoinvent 2012); (ii) *U.S. LCI Database Project*, desenvolvida pelo Laboratório Nacional de Energia Renovável dos Estados Unidos da América (NREL 2004) e (iii) *ELCD core database*, desenvolvida pela União Europeia. Existem ainda bases de dados públicas disponibilizadas por países como a Suécia, Alemanha e Japão, e em desenvolvimento por nações como o Brasil, a China, o Canada, a Alemanha, entre outras (Finnveden et al. 2009).

2.2. Procedimentos de cálculo e agregação de dados

Para produzir os resultados do inventário do sistema em estudo é necessária uma validação dos dados recolhidos e analisar a ligação dos dados dos processos unitários com o fluxo da UF (ISO 2006b). A validação deve ser feita durante a recolha dos dados, providenciando evidências que aprovem os requisitos de qualidade dos mesmos, como por exemplo, aplicando a lei de conservação da massa e energia através da análise dos respetivos balanços (ISO 2006a). Relativamente à ligação dos dados com os processos unitários, esta é feita através da análise das respetivas quantidades de materiais e energia de entrada e saída. Posteriormente é necessário relacionar todos os fluxos de processos com a UF do sistema, agregando os dados em substâncias equivalentes (ISO 2006a).

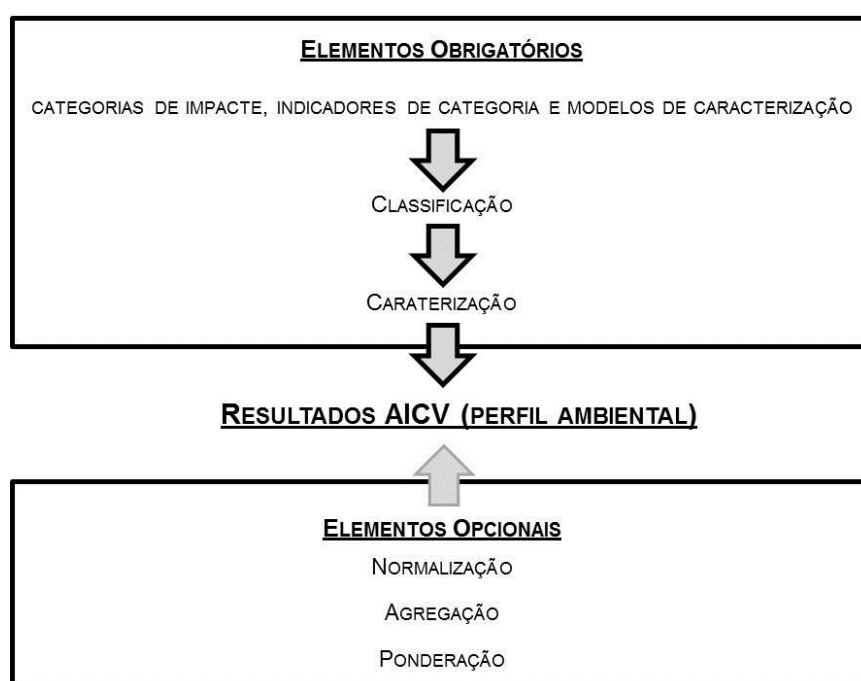
2.3. Procedimentos de alocação

A alocação de fluxos e emissões/descargas está normalmente associada à gestão de RU, pois são genericamente sistemas multifunções que não apresentam uma linearidade de entradas e saídas de matérias-primas. Aliás, genericamente ocorre a produção de subprodutos provenientes da reciclagem de materiais, que faz com que seja necessário este tipo de procedimento (ISO 2006b).

Para facilitar a compreensão da ICV por parte dos destinatários, a ISO 14040 aconselha a elaboração de esquemas dos processos onde são expostos as respetivas entradas e saídas de materiais e energia.

3. AVALIAÇÃO DE IMPACTES DO CICLO DE VIDA

Na fase de Avaliação de Impactes do Ciclo de Vida (AICV) pretende-se transformar os resultados do ICV, com o objetivo de os simplificar em indicadores que possibilitem uma compreensão clara dos efeitos ambientais associados a categorias de impacte específicas (ISO 2006b). Para que tal seja possível, na metodologia da ISO 14040 vêm implícita a necessidade de desenvolver uma série de elementos, uns obrigatórios e outros opcionais, ilustrados na figura seguinte.



Elementos da Avaliação de Impacte do Ciclo de Vida (ISO 2006a)

No presente trabalho são apenas utilizados os elementos obrigatório do AICV, estando disponível nos próximos capítulos uma breve explicação dos mesmos.

3.1. Seleção de categorias de impacte, indicadores de categoria e modelos de caracterização

Nesta etapa, os elementos presentes no ICV são quantificados num indicador de categoria de impacte selecionado. Para tal, a cada categoria de impacte identificada é associado o indicador de impacte apropriado e desenvolvido o modelo que quantifique as relações entre as intervenções individuais (por exemplo de cada poluente) e o indicador dessa categoria, denominado por fator de caracterização (ou fator de

emissão). Por exemplo, para a categoria de alterações climáticas, o fator de emissão do CO₂ é diferente do CH₄ (Guinée et al. 2001). As categorias de impacto escolhidas devem abranger uma série de problemas ambientais resultantes do sistema em estudo, e que sejam coerentes com o objetivo e âmbito descrito na fase inicial do ACV (ISO 2006a). A escolha das categorias adequadas podem ter como base uma lista proposta por Guinée et al. (2001), na qual estão identificadas e explicadas uma extensa variedade de categorias de impacto e modelos de caracterização segundo o método CML 2001. De acordo com McDougall et al. (2001), na gestão de resíduos as categorias de impacto utilizadas com maior frequência são: (i) alterações climáticas; (ii) acidificação; (iii) eutrofização; (iv) oxidação fotoquímica, (v) toxicidade humana e (vi) depleção de Recursos.

3.2. Classificação

A classificação é uma fase na qual são associados os resultados do ICV às categorias de impacto selecionadas. Para tal é necessário identificar os elementos ambientais (emissões poluentes, extração de recursos naturais, etc.) que integram apenas uma categoria de impacto dos que integram duas ou mais, sendo que neste último caso terão de ser contabilizados multiplamente. Por exemplo, o CH₄ integra as categorias de alterações climáticas e de oxidantes fotoquímicos). Assim a designação de classificação provém da afetação das várias intervenções ambientais às várias categorias de impacto (ISO 2006a).

3.3. Caracterização

A caracterização corresponde ao último elemento obrigatório da etapa de AICV definido na norma ISO 14040, e consiste no cálculo dos indicadores para respetivas categorias de impacto. Para tal são identificadas duas fases de cálculo distintas: (i) os elementos do ICV identificados na fase de classificação, são conjugados com os fatores de caracterização das respetivas categorias de impacto, provocando a atribuição das mesmas unidades a cada elemento; (ii) agregação dos elementos ICV convertidos por categoria, originando o indicador de categoria de impacto. Assim, é possível gerar uma tabela que represente os indicadores para todas as categorias de impacto selecionadas, designada por “perfil ambiental”(Guinée et al. 2001).

3.4. Normalização

Normalizar corresponde ao cálculo da magnitude dos resultados do indicador de impacto, relativamente a uma informação de referência. Assim, facilita a compreensão da magnitude respeitante a cada indicador calculado. Apesar de ser um elemento opcional, é útil para preparar a interpretação do ciclo de vida, bem como os

procedimentos opcionais adicionais (agregação e ponderação). Também revela utilidade na verificação de inconsistências e na disponibilização de informação da significância do(s) indicador(es) calculado(s) (ISO 2006a). A normalização poder ser muito útil para aperfeiçoar os estudos de ACV dedicadas a sistemas de gestão de RU, quando aplicada às diversas categorias de impacte relevantes. (Matos et al. 2007). Um exemplo da utilização da normalização neste tipo de estudos, é a transformação de um indicador de impacte relativamente a uma massa anual de entrada (UF normalmente utilizada na gestão de RU, em contribuição por pessoa (den Boer et al. 2007; Gentil et al. 2011). Desta forma, facilitam a interpretação dos decisores e público em geral dos resultados divulgados nos relatórios.

3.5. Agregação

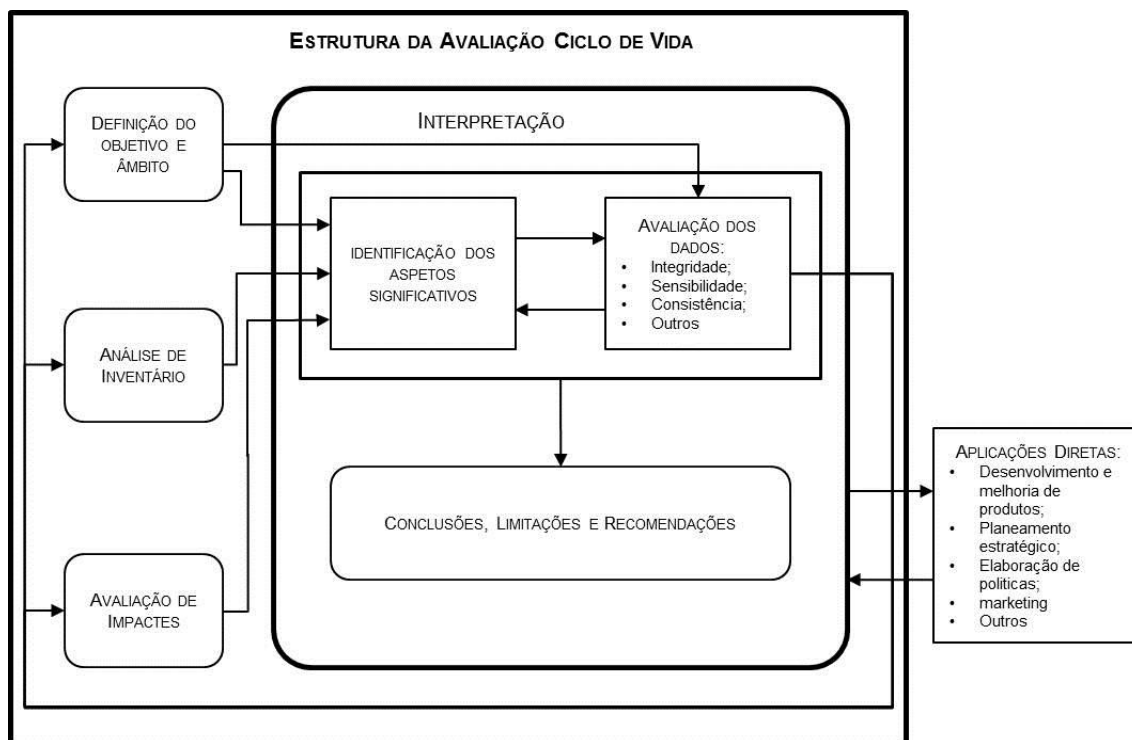
O elemento de agregação, segundo a ISO (2006a), consiste em atribuir às categorias de impacte uma ou mais séries pré-definidas nas definições do objetivo e âmbito do estudo. A agregação é utilizada para separar as categorias de impacte numa base nominal (p.e. pelas características espaciais global, regional e local) ou para ordenar conforme uma hierarquia de prioridades (p.e. alta, média, baixa). Este, é também um elemento opcional na fase de AICV.

3.6. Ponderação

A ISO (2006a) define a ponderação como o processo de associar fatores numéricos, que representam diferentes importâncias, aos indicadores obtidos para as diferentes categorias. Os fatores numéricos estão referenciados em índices tabelados que no período de elaborações seguiram orientações distintas, tais como, legais, monetárias ou sociais (Guinée et al. 2001). Na referida norma, a ponderação é um elemento opcional na AICV, para o qual o resultado obtido não segue um procedimento científico. Assim, não poder ser utilizada como elemento comparativo.

4. INTERPRETAÇÃO

A Interpretação é a última fase do procedimento ACV. Para que a elaboração de um relatório de ACV claro e objetivo, na fase de interpretação deve ser conduzido um processo sistemático constituído por 3 elementos com graus de interatividade diferentes (ISO 2006a), tal como esquematizado na figura seguinte.



Relações dos elementos da interpretação com as restantes fases da ACV (ISO 2006a)

4.1. Identificação dos aspetos significativos

A ISO 14040 especifica que a identificação dos aspetos significativos é conseguida com base nos resultados do ICV e da AICV, tendo em conta o objetivo e âmbito do estudo. Deve incluir as implicações que advêm dos métodos utilizados e dos pressupostos utilizados. Devem ainda ser mencionados os procedimentos de alocação, a escolha de indicadores e os métodos de caracterização.

4.2. Avaliação

A avaliação dos resultados é efetuada através de verificações de integridade, sensibilidade e consistência dos dados obtidos. Assim é possível assegurar que as informações e dados relevantes ao estudo foram disponibilizados, que os pressupostos e incertezas associadas aos dados não influenciam a fiabilidade dos resultados, e ainda, que existe uma coerência com o objetivo e âmbito do estudo (ISO 2006a). A apresentação dos resultados da avaliação deve conjugar todas as condições para providenciar ao leitor final uma visão clara e compreensível dos resultados do estudo.

4.3. Conclusões, limitações e recomendações

Por fim, partindo dos elementos anteriores da fase de interpretação, é necessário compor conclusões, identificar limitações e sugerir recomendações congruentes com o

objetivo e âmbito do estudo e que sejam claramente orientados para os destinatários finais do relatório (ISO 2006a).

A fase de interpretação nas ACV direcionadas para a gestão de RU, está geralmente associada à comparação de cenários alternativos de sistemas de gestão realizados no âmbito do planeamento estratégico de futuros sistemas de gestão, na otimização de sistemas existentes (Matos et al. 2007; Boldrin et al. 2011; Gentil et al. 2011) ou na adaptação de sistemas de gestão em linha como metas ambientais legisladas ((Bovea et al. 2006; Pires et al. 2011a)). É usual observar que quanto maior o detalhe pretendido para o estudo, maior é a quantidade de dados agregados para análise e conseqüentemente ocorre um aumento da complexidade do estudo, tornando a compreensão mais difícil (Ekvall et al. 2007). Assim, urge uma fase de interpretação cuidada e esclarecedora de forma a evitar uma medíocre compreensão dos resultados das ACV, conduzidas por vezes pelas autoridades locais (Bovea et al. 2006).

Como o presente estudo é em parte direcionado para autoridades locais, não é de mais referir a existência de estudos que evidenciam juízos errados por parte das autoridades na utilização das ferramentas ACV aplicadas à gestão de RU. Isto deve-se essencialmente ao fator diferenciador das decisões ser por motivos políticos, influenciados em larga medida pela limitação de recursos e para os quais os fatores financeiros tem supremacia relativamente às práticas focadas na otimização do desempenho ambiental (Bovea et al. 2006). Uma boa solução para contornar estas situações passa por conjugar as ACV com ferramentas de apoio à decisão que considerem os aspetos económicos e sociais inerentes à gestão de RU (Banar et al. 2009). Paralelamente, segundo a Comissão Europeia (EC 2011), a ACV não deixa de ser a ferramenta ideal para fornecer uma perspetiva prática das vantagens e desvantagens ambientais no momento de comparação entre diferentes alternativas de gestão de RU. Daí a aposta clara por parte da Comissão Europeia nas ACV como ferramenta de apoio às tomadas de decisão são evidentes, especialmente aplicados a fluxos específicos como é exemplo o “Guia prático para Pensamento do Ciclo de Vida e Avaliação do Ciclo de Vida” relativo aos bioresíduos (EC 2011).

ANEXO II

a – tabela de quantificação unitária das emissões e consumo de recursos para o Cenário 1

	R + TB								ET + TA				AT	
	Recolha			Trans Baixa			Total R + TB	% R + TB	ET	Trans Alta	Total ET + TA	%ET + TA	Aterro	%AT
	Circuito1	Circuito2	Total R	Circuito1	Circuito2	Total TB								
kg CO ₂ /UF	7,14E+00	3,06E+00	1,02E+01	1,59E+00	7,97E-01	2,39E+00	1,26E+01	74,6%	9,72E-01	2,34E+00	3,31E+00	19,6%	0,00E+00	0,0%
kg CH ₄ /UF	7,20E-03	3,08E-03	1,03E-02	1,61E-03	8,03E-04	2,41E-03	1,27E-02	0,0%	1,36E-03	2,35E-03	3,71E-03	0,0%	2,92E+01	99,9%
kg N ₂ O/UF	2,95E-04	1,26E-04	4,21E-04	6,58E-05	3,29E-05	9,87E-05	5,20E-04	24,5%	2,09E-05	7,97E-05	1,01E-04	4,7%	1,48E-03	69,8%
kg carvão hulha/UF	4,26E-02	1,83E-02	6,08E-02	9,50E-03	4,75E-03	1,43E-02	7,51E-02	0,2%	2,94E-01	1,39E-02	3,08E-01	0,7%	4,48E+01	98,5%
kg carvão lenhite/UF	5,34E-02	2,29E-02	7,63E-02	1,19E-02	5,96E-03	1,79E-02	9,42E-02	0,3%	1,64E-02	1,75E-02	3,39E-02	0,1%	3,00E+01	99,5%
kg carvão/UF	9,60E-02	4,12E-02	1,37E-01	2,14E-02	1,07E-02	3,21E-02	1,69E-01	0,2%	3,11E-01	3,14E-02	3,42E-01	0,5%	7,48E+01	98,9%
Nm ³ gás natural/UF	1,57E-01	6,74E-02	2,25E-01	3,51E-02	1,76E-02	5,27E-02	2,77E-01	0,1%	1,24E-01	5,15E-02	1,76E-01	0,1%	2,62E+02	99,8%
kg petróleo/UF	2,14E+00	9,17E-01	3,06E+00	4,77E-01	2,39E-01	7,16E-01	3,77E+00	1,8%	6,36E-02	7,00E-01	7,64E-01	0,4%	2,00E+02	97,8%
kg SO ₂ /UF	6,14E-03	2,63E-03	8,78E-03	1,37E-03	6,86E-04	2,06E-03	1,08E-02	9,5%	6,32E-03	2,01E-03	8,33E-03	7,3%	8,88E-02	77,7%
kg CO/UF	2,03E-03	8,68E-04	2,89E-03	4,52E-04	2,26E-04	6,78E-04	3,57E-03	0,3%	3,40E-04	6,60E-04	1,00E-03	0,1%	1,41E+00	99,7%
kg NH ₃ /UF	6,25E-05	2,68E-05	8,92E-05	1,39E-05	6,97E-06	2,09E-05	1,10E-04	34,8%	3,72E-05	1,76E-05	5,48E-05	17,3%	1,14E-04	36,1%
kg NO _x /UF	2,50E-02	1,07E-02	3,57E-02	5,57E-03	2,79E-03	8,36E-03	4,40E-02	17,3%	3,01E-03	8,37E-03	1,14E-02	4,5%	1,95E-01	77,0%
kg PO ₄ ³⁻ /UF	4,98E-04	2,13E-04	7,11E-04	1,11E-04	5,56E-05	1,67E-04	8,78E-04	0,0%	1,11E-03	1,63E-04	1,28E-03	0,1%	2,00E+00	99,8%
kg CQO/UF	2,03E-02	8,69E-03	2,90E-02	4,52E-03	2,26E-03	6,79E-03	3,57E-02	71,2%	9,19E-04	6,64E-03	7,55E-03	15,0%	6,02E-03	12,0%
kg Ntotal/UF	1,39E-05	5,98E-06	1,99E-05	3,11E-06	1,56E-06	4,67E-06	2,46E-05	22,5%	9,08E-06	4,56E-06	1,36E-05	12,5%	6,21E-05	56,8%
kg NO ₃ ⁻ /UF	1,57E-04	6,71E-05	2,24E-04	3,50E-05	1,75E-05	5,24E-05	2,76E-04	20,6%	3,35E-04	5,13E-05	3,87E-04	28,9%	3,39E-04	25,4%
kg NH ₄ ⁺ /UF	1,01E-05	4,35E-06	1,45E-05	2,27E-06	1,13E-06	3,40E-06	1,79E-05	0,0%	7,76E-07	3,32E-06	4,10E-06	0,0%	3,27E+00	100,0%

f – tabela de quantificação equivalente unitária dos impactes por categoria para as operações de Recolha e Transporte em Baixa

		Cenários 1 e 2				Cenário 3a				Cenário 3b				Cenário 3c			
		Recolha		Trans Baixa		Recolha		Trans Baixa		Recolha		Trans Baixa		Recolha		Trans Baixa	
		Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%
Alterações Climáticas	kg CO ₂ - CO ₂ eq	1,02E+01	96,4%	2,39E+00	96,4%	1,53E+01	96,4%	3,46E+00	96,4%	2,00E+01	96,4%	4,41E+00	96,4%	2,04E+01	96,4%	1,10E+01	96,4%
	kg CH ₄ - CO ₂ eq	2,57E-01	2,4%	6,02E-02	2,4%	3,85E-01	2,4%	8,72E-02	2,4%	5,05E-01	2,4%	1,1E-01	2,4%	5,14E-01	2,4%	2,76E-01	2,4%
	kg N ₂ O - CO ₂ eq	1,25E-01	12%	2,94E-02	12%	1,88E-01	12%	4,26E-02	12%	2,47E-01	12%	5,42E-02	12%	2,51E-01	12%	1,35E-01	12%
	kg CO₂eq.tonrec⁻¹	1,06E+01	81,0%	2,48E+00	19,0%	1,59E+01	81,6%	3,59E+00	18,4%	2,08E+01	82,0%	4,57E+00	18,0%	2,12E+01	65,1%	1,14E+01	34,9%
Depleção de Recursos Abióticos	kg carvão hulha - Sbeq	8,16E-04	12%	1,91E-04	12%	1,22E-03	12%	2,77E-04	12%	1,60E-03	12%	3,52E-04	12%	1,63E-03	12%	8,76E-04	12%
	kg carvão lenhite - Sbeq	5,12E-04	0,8%	1,20E-04	0,8%	7,68E-04	0,8%	1,74E-04	0,8%	1,01E-03	0,8%	2,21E-04	0,8%	1,02E-03	0,8%	5,50E-04	0,8%
	m ³ gás natural - Sbeq	4,20E-03	6,3%	9,85E-04	6,3%	6,30E-03	6,3%	1,43E-03	6,3%	8,26E-03	6,3%	1,82E-03	6,3%	8,41E-03	6,3%	4,51E-03	6,3%
	kg petróleo - Sbeq	6,14E-02	917%	1,44E-02	917%	9,21E-02	917%	2,08E-02	917%	1,21E-01	917%	2,65E-02	917%	1,23E-01	917%	6,60E-02	917%
	kg Sbeq.tonrec⁻¹	6,69E-02	81,0%	1,57E-02	19,0%	1,00E-01	81,6%	2,27E-02	18,4%	1,32E-01	82,0%	2,89E-02	18,0%	1,34E-01	65,1%	7,19E-02	34,9%
Oxidantes fotoquímicos	kg CH ₄ - C ₂ H ₄ eq	6,17E-05	110%	1,45E-05	110%	9,25E-05	110%	2,09E-05	110%	1,21E-04	110%	2,67E-05	110%	1,23E-04	110%	6,62E-05	110%
	kg SO ₂ - C ₂ H ₄ eq	4,21E-04	75,1%	9,87E-05	75,1%	6,32E-04	75,1%	1,43E-04	75,1%	8,28E-04	75,1%	1,82E-04	75,1%	8,43E-04	75,1%	4,53E-04	75,1%
	kg CO - C ₂ H ₄ eq	7,81E-05	13,9%	1,83E-05	13,9%	1,17E-04	13,9%	2,65E-05	13,9%	1,53E-04	13,9%	3,38E-05	13,9%	1,56E-04	13,9%	8,39E-05	13,9%
	kg C₂H₄eq.tonrec⁻¹	5,61E-04	81,0%	1,31E-04	19,0%	8,42E-04	81,6%	1,90E-04	18,4%	1,10E-03	82,0%	2,43E-04	18,0%	1,12E-03	65,1%	6,03E-04	34,9%
Acidificação	kg NH ₃ - SO ₂ eq	1,43E-04	0,5%	3,35E-05	0,5%	2,14E-04	0,5%	4,84E-05	0,5%	2,81E-04	0,5%	6,17E-05	0,5%	2,86E-04	0,5%	1,53E-04	0,5%
	kg NO _x incl NO ₂ - SO ₂ eq	1,78E-02	62,5%	4,18E-03	62,5%	2,67E-02	62,5%	6,05E-03	62,5%	3,50E-02	62,5%	7,71E-03	62,5%	3,57E-02	62,5%	1,92E-02	62,5%
	kg SO ₂ - SO ₂ eq	1,05E-02	37,0%	2,47E-03	37,0%	1,58E-02	37,0%	3,57E-03	37,0%	2,07E-02	37,0%	4,55E-03	37,0%	2,11E-02	37,0%	1,13E-02	37,0%
	kg SO₂eq.tonrec⁻¹	2,85E-02	81,0%	6,68E-03	19,0%	4,28E-02	81,6%	9,67E-03	18,4%	5,60E-02	82,0%	1,23E-02	18,0%	5,70E-02	65,1%	3,06E-02	34,9%
Eutrofização	kg NH ₃ - PO ₄ ³⁻ eq	3,12E-05	0,5%	7,32E-06	0,5%	4,68E-05	0,5%	1,06E-05	0,5%	6,14E-05	0,5%	1,35E-05	0,5%	6,25E-05	0,5%	3,35E-05	0,5%
	kg NO _x incl NO ₂ - PO ₄ ³⁻ eq	4,64E-03	76,6%	1,09E-03	76,6%	6,95E-03	76,6%	1,57E-03	76,6%	9,11E-03	76,6%	2,00E-03	76,6%	9,27E-03	76,6%	4,98E-03	76,6%
	kg PO ₄ ³⁻ - PO ₄ ³⁻ eq	7,11E-04	118%	1,67E-04	118%	1,07E-03	118%	2,41E-04	118%	1,40E-03	118%	3,07E-04	118%	1,42E-03	118%	7,64E-04	118%
	kg CQO - PO ₄ ³⁻ eq	6,37E-04	10,5%	1,49E-04	10,5%	9,56E-04	10,5%	2,16E-04	10,5%	1,25E-03	10,5%	2,75E-04	10,5%	1,27E-03	10,5%	6,84E-04	10,5%
	kg Ntotal - PO ₄ ³⁻ eq	8,37E-06	0,1%	1,96E-06	0,1%	1,25E-05	0,1%	2,84E-06	0,1%	1,64E-05	0,1%	3,62E-06	0,1%	1,67E-05	0,1%	8,99E-06	0,1%
	kg NO ₃ ⁻ - PO ₄ ³⁻ eq	2,24E-05	0,4%	5,24E-06	0,4%	3,36E-05	0,4%	7,59E-06	0,4%	4,40E-05	0,4%	9,67E-06	0,4%	4,47E-05	0,4%	2,40E-05	0,4%
	kg NH ₄ ⁺ - PO ₄ ³⁻ eq	4,78E-06	0,1%	1,12E-06	0,1%	7,18E-06	0,1%	1,62E-06	0,1%	9,40E-06	0,1%	2,07E-06	0,1%	9,57E-06	0,1%	5,14E-06	0,1%
	kg PO₄³⁻eq.tonrec⁻¹	6,05E-03	81,0%	1,42E-03	19,0%	9,08E-03	81,6%	2,05E-03	18,4%	1,19E-02	82,0%	2,62E-03	18,0%	1,21E-02	65,1%	6,50E-03	34,9%

g – tabela de quantificação equivalente unitária dos impactes por categoria para a Estação de Transferência e operação de transporte em Alta

		Cenário 1				Cenário 2				Cenário 3a				Cenário 3b				Cenário 3c			
		ET		Trans Alta		ET		Trans Alta		ET		Trans Alta		ET		Trans Alta		ET		Trans Alta	
		Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%
Alterações Climáticas	kg CO ₂ - CO ₂ eq	9,72E-01	96,0%	2,34E+00	96,6%	9,72E-01	96,0%	3,1E+00	96,6%	9,25E-01	96,0%	2,96E+00	96,6%	8,53E-01	96,0%	2,73E+00	96,6%	7,33E-01	96,0%	2,35E+00	96,6%
	kg CH ₄ - CO ₂ eq	3,39E-02	3,3%	5,88E-02	2,4%	3,39E-02	3,3%	7,83E-02	2,4%	3,22E-02	3,3%	7,45E-02	2,4%	2,97E-02	3,3%	6,87E-02	2,4%	2,56E-02	3,3%	5,91E-02	2,4%
	kg N ₂ O - CO ₂ eq	6,22E-03	0,6%	2,37E-02	10%	6,22E-03	0,6%	3,16E-02	10%	5,91E-03	0,6%	3,01E-02	10%	5,45E-03	0,6%	2,78E-02	10%	4,69E-03	0,6%	2,39E-02	10%
	kg CO₂eq.tonrec⁻¹	1,01E+00	29,5%	2,42E+00	70,5%	1,01E+00	23,9%	3,22E+00	76,1%	9,63E-01	23,9%	3,07E+00	76,1%	8,88E-01	23,9%	2,83E+00	76,1%	7,64E-01	23,9%	2,43E+00	76,1%
Depleção de Recursos Abióticos	kg carvão hulha - Sbeq	3,95E-03	51,5%	1,87E-04	1,2%	3,95E-03	51,5%	2,49E-04	1,2%	3,75E-03	51,5%	2,37E-04	1,2%	3,46E-03	51,5%	2,18E-04	1,2%	2,98E-03	51,5%	1,88E-04	1,2%
	kg carvão lenhite - Sbeq	1,10E-04	1,4%	1,17E-04	0,8%	1,10E-04	1,4%	1,56E-04	0,8%	1,04E-04	1,4%	1,49E-04	0,8%	9,64E-05	1,4%	1,37E-04	0,8%	8,29E-05	1,4%	1,18E-04	0,8%
	m ³ gás natural - Sbeq	2,32E-03	30,3%	9,63E-04	6,3%	2,32E-03	30,3%	1,28E-03	6,3%	2,21E-03	30,3%	1,22E-03	6,3%	2,04E-03	30,3%	1,13E-03	6,3%	1,75E-03	30,3%	9,68E-04	6,3%
	kg petróleo - Sbeq	1,28E-03	16,7%	1,41E-02	91,7%	1,28E-03	16,7%	1,88E-02	91,7%	1,22E-03	16,7%	1,78E-02	91,7%	1,12E-03	16,7%	1,64E-02	91,7%	9,64E-04	16,7%	1,41E-02	91,7%
	kg Sbeq.tonrec⁻¹	7,66E-03	33,3%	1,53E-02	66,7%	7,66E-03	27,2%	2,04E-02	72,8%	7,28E-03	27,2%	1,94E-02	72,8%	6,71E-03	27,2%	1,79E-02	72,8%	5,77E-03	27,2%	1,54E-02	72,8%
Oxidantes fotoquímicos	kg CH ₄ - C ₂ H ₆ eq	8,14E-06	2,5%	1,41E-05	11,0%	8,14E-06	2,5%	1,88E-05	11,0%	7,74E-06	2,5%	1,79E-05	11,0%	7,14E-06	2,5%	1,65E-05	11,0%	6,14E-06	2,5%	1,42E-05	11,0%
	kg SO ₂ - C ₂ H ₆ eq	3,03E-04	94,6%	9,65E-05	75,2%	3,03E-04	94,6%	1,29E-04	75,2%	2,88E-04	94,6%	1,22E-04	75,2%	2,66E-04	94,6%	1,13E-04	75,2%	2,29E-04	94,6%	9,70E-05	75,2%
	kg CO - C ₂ H ₆ eq	9,19E-06	2,9%	1,78E-05	13,9%	9,19E-06	2,9%	2,37E-05	13,9%	8,74E-06	2,9%	2,26E-05	13,9%	8,06E-06	2,9%	2,08E-05	13,9%	6,93E-06	2,9%	1,79E-05	13,9%
	kg C₂H₆eq.tonrec⁻¹	3,21E-04	71,4%	1,28E-04	28,6%	3,21E-04	65,2%	1,71E-04	34,8%	3,05E-04	65,2%	1,63E-04	34,8%	2,81E-04	65,2%	1,50E-04	34,8%	2,42E-04	65,2%	1,29E-04	34,8%
Acidificação	kg NH ₃ - SO ₂ eq	5,95E-05	0,7%	2,81E-05	0,4%	5,95E-05	0,7%	3,75E-05	0,4%	5,66E-05	0,7%	3,57E-05	0,4%	5,22E-05	0,7%	3,29E-05	0,4%	4,49E-05	0,7%	2,83E-05	0,4%
	kg NO _x incl NO ₂ - SO ₂ eq	1,51E-03	16,5%	4,19E-03	63,2%	1,51E-03	16,5%	5,58E-03	63,2%	1,43E-03	16,5%	5,30E-03	63,2%	1,32E-03	16,5%	4,89E-03	63,2%	1,41E-03	16,5%	4,21E-03	63,2%
	kg SO ₂ - SO ₂ eq	7,58E-03	82,9%	2,41E-03	36,4%	7,58E-03	82,9%	3,22E-03	36,4%	7,21E-03	82,9%	3,06E-03	36,4%	6,65E-03	82,9%	2,82E-03	36,4%	5,72E-03	82,9%	2,43E-03	36,4%
	kg SO₂eq.tonrec⁻¹	9,15E-03	58,0%	6,63E-03	42,0%	9,15E-03	50,9%	8,83E-03	49,1%	8,70E-03	50,9%	8,40E-03	49,1%	8,02E-03	50,9%	7,75E-03	49,1%	6,90E-03	50,9%	6,66E-03	49,1%
Eutrofização	kg NH ₃ - PO ₄ ³⁻ eq	1,30E-05	0,8%	6,16E-06	0,4%	1,30E-05	0,8%	8,20E-06	0,4%	1,24E-05	0,8%	7,80E-06	0,4%	1,14E-05	0,8%	7,20E-06	0,4%	9,82E-06	0,8%	6,19E-06	0,4%
	kg NO _x incl NO ₂ - PO ₄ ³⁻ eq	3,92E-04	24,9%	1,09E-03	77,1%	3,92E-04	24,9%	1,45E-03	77,1%	3,73E-04	24,9%	1,38E-03	77,1%	3,44E-04	24,9%	1,27E-03	77,1%	2,96E-04	24,9%	1,09E-03	77,1%
	kg PO ₄ ³⁻ - PO ₄ ³⁻ eq	1,11E-03	70,7%	1,63E-04	11,5%	1,11E-03	70,7%	2,17E-04	11,5%	1,06E-03	70,7%	2,06E-04	11,5%	9,77E-04	70,7%	1,90E-04	11,5%	8,40E-04	70,7%	1,64E-04	11,5%
	kg CQO - PO ₄ ³⁻ eq	2,02E-05	1,3%	1,46E-04	10,3%	2,02E-05	1,3%	1,95E-04	10,3%	1,92E-05	1,3%	1,85E-04	10,3%	1,77E-05	1,3%	1,71E-04	10,3%	1,52E-05	1,3%	1,47E-04	10,3%
	kg Ntotal - PO ₄ ³⁻ eq	3,81E-06	0,2%	1,92E-06	0,1%	3,81E-06	0,2%	2,55E-06	0,1%	3,63E-06	0,2%	2,43E-06	0,1%	3,35E-06	0,2%	2,24E-06	0,1%	2,88E-06	0,2%	1,93E-06	0,1%
	kg NO ₃ ⁻ - PO ₄ ³⁻ eq	3,35E-05	2,1%	5,13E-06	0,4%	3,35E-05	2,1%	6,83E-06	0,4%	3,19E-05	2,1%	6,49E-06	0,4%	2,94E-05	2,1%	5,99E-06	0,4%	2,53E-05	2,1%	5,15E-06	0,4%
	kg NH ₄ ⁺ - PO ₄ ³⁻ eq	2,56E-07	0,0%	1,10E-06	0,1%	2,56E-07	0,0%	1,46E-06	0,1%	2,43E-07	0,0%	1,39E-06	0,1%	2,25E-07	0,0%	1,28E-06	0,1%	1,93E-07	0,0%	1,10E-06	0,1%
	kg PO₄³⁻eq.tonrec⁻¹	1,58E-03	52,8%	1,41E-03	47,2%	1,58E-03	45,6%	1,88E-03	54,4%	1,50E-03	45,6%	1,79E-03	54,4%	1,38E-03	45,6%	1,65E-03	54,4%	1,19E-03	45,6%	1,42E-03	54,4%

h – tabela de quantificação equivalente unitária dos impactes por categoria para as operações de Triagem, Digestão Anaeróbia e Compostagem

		Cenário 2				Cenário 3a					Cenário 3b					Cenário 3c							
		Triagem		Dig Ana		Triagem		Dig Ana		Comp	Triagem		Dig Ana		Comp	Triagem		Dig Ana		Comp			
		Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%		Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%			
Alterações Climáticas	kg CO ₂ - CO ₂ eq	9,61E+00	95,8%	2,69E+00	4,4%	9,14E+00	95,9%	2,55E+00	4,4%	2,71E-01	4,7%	8,43E+00	95,8%	2,36E+00	4,4%	6,79E-01	4,7%	7,25E+00	95,8%	2,03E+00	4,4%	1,36E+00	4,7%
	kg CH ₄ - CO ₂ eq	3,35E-01	3,3%	5,11E+01	83,8%	3,14E-01	3,3%	4,86E+01	83,8%	4,15E+00	7,16%	2,94E-01	3,3%	4,48E+01	83,8%	1,04E+01	7,16%	2,53E-01	3,3%	3,85E+01	83,8%	2,07E+01	7,16%
	kg N ₂ O - CO ₂ eq	8,62E-02	0,9%	7,18E+00	11,8%	8,20E-02	0,9%	6,83E+00	11,8%	1,37E+00	23,7%	7,56E-02	0,9%	6,30E+00	11,8%	3,43E+00	23,7%	6,50E-02	0,9%	5,41E+00	11,8%	6,87E+00	23,7%
	kg CO₂eq.tonrec⁻¹	1,00E+01	14,1%	6,10E+01	85,9%	9,53E+00	13,0%	5,80E+01	79,1%	5,79E+00	7,9%	8,80E+00	11,5%	5,35E+01	69,7%	1,45E+01	18,9%	7,57E+00	9,2%	4,60E+01	55,7%	2,90E+01	35,1%
Depleção de Recursos Abióticos	kg carvão hulha - Sbeq	3,90E-02	51,5%	4,69E-03	23,7%	3,7E-02	51,5%	4,46E-03	23,7%	2,74E-04	11,9%	3,42E-02	51,5%	4,11E-03	23,7%	6,85E-04	11,9%	2,94E-02	51,5%	3,54E-03	23,7%	1,37E-03	11,9%
	kg carvão lenhite - Sbeq	1,09E-03	1,4%	7,25E-04	3,7%	1,04E-03	1,4%	6,89E-04	3,7%	1,02E-04	4,5%	9,59E-04	1,4%	6,36E-04	3,7%	2,56E-04	4,5%	8,24E-04	1,4%	5,47E-04	3,7%	5,12E-04	4,5%
	m ³ gás natural - Sbeq	2,29E-02	30,3%	8,85E-03	44,7%	2,18E-02	30,3%	8,42E-03	44,7%	2,51E-04	10,9%	2,01E-02	30,3%	7,77E-03	44,7%	6,28E-04	10,9%	1,73E-02	30,3%	6,68E-03	44,7%	1,26E-03	10,9%
	kg petróleo - Sbeq	1,26E-02	16,7%	5,55E-03	28,0%	1,20E-02	16,7%	5,28E-03	28,0%	1,67E-03	72,7%	1,11E-02	16,7%	4,87E-03	28,0%	4,17E-03	72,7%	9,54E-03	16,7%	4,19E-03	28,0%	8,33E-03	72,7%
	kg Sbeq.tonrec⁻¹	7,57E-02	79,2%	1,98E-02	20,8%	7,19E-02	77,3%	1,88E-02	20,2%	2,29E-03	2,5%	6,64E-02	74,2%	1,74E-02	19,4%	5,73E-03	6,4%	5,71E-02	68,4%	1,49E-02	17,9%	1,15E-02	13,7%
Oxidantes fotoquímicos	kg CH ₄ - C ₂ H ₆ eq	8,05E-05	2,5%	1,23E-02	93,7%	7,53E-05	2,5%	1,17E-02	93,7%	9,96E-04	9,16%	7,06E-05	2,5%	1,08E-02	93,7%	2,49E-03	9,16%	6,07E-05	2,5%	9,25E-03	93,7%	4,98E-03	9,16%
	kg SO ₂ - C ₂ H ₆ eq	3,00E-03	94,5%	3,52E-04	2,7%	2,85E-03	94,5%	3,35E-04	2,7%	1,93E-05	1,8%	2,63E-03	94,5%	3,09E-04	2,7%	4,81E-05	1,8%	2,26E-03	94,5%	2,66E-04	2,7%	9,63E-05	1,8%
	kg CO - C ₂ H ₆ eq	9,47E-05	3,0%	4,79E-04	3,7%	9,00E-05	3,0%	4,55E-04	3,7%	7,22E-05	6,6%	8,31E-05	3,0%	4,20E-04	3,7%	1,81E-04	6,6%	7,14E-05	3,0%	3,61E-04	3,7%	3,61E-04	6,6%
	kg C₂H₆eq.tonrec⁻¹	3,18E-03	19,5%	1,31E-02	80,5%	3,02E-03	18,2%	1,25E-02	75,2%	1,09E-03	6,6%	2,79E-03	16,4%	1,15E-02	67,6%	2,72E-03	16,0%	2,40E-03	13,5%	9,88E-03	55,8%	5,43E-03	30,7%
Acidificação	kg NH ₃ - SO ₂ eq	5,94E-04	0,7%	1,11E-01	88,5%	5,65E-04	0,7%	1,05E-01	88,5%	2,57E-02	85,1%	5,21E-04	0,7%	9,71E-02	88,5%	6,41E-02	85,1%	4,48E-04	0,7%	8,35E-02	88,5%	1,28E-01	85,1%
	kg NO _x incl NO ₂ - SO ₂ eq	1,49E-02	16,5%	5,58E-03	4,5%	1,42E-02	16,5%	5,30E-03	4,5%	4,03E-03	13,4%	1,31E-02	16,5%	4,89E-03	4,5%	1,01E-02	13,4%	1,12E-02	16,5%	4,21E-03	4,5%	2,01E-02	13,4%
	kg SO ₂ - SO ₂ eq	7,50E-02	82,9%	8,81E-03	7,0%	7,13E-02	82,9%	8,38E-03	7,0%	4,81E-04	1,6%	6,58E-02	82,9%	7,73E-03	7,0%	1,20E-03	1,6%	5,66E-02	82,9%	6,65E-03	7,0%	2,41E-03	1,6%
	kg SO₂eq.tonrec⁻¹	9,05E-02	42,0%	1,25E-01	58,0%	8,61E-02	36,6%	1,19E-01	50,6%	3,02E-02	12,8%	7,94E-02	30,0%	1,10E-01	41,5%	7,54E-02	28,5%	6,83E-02	21,8%	9,44E-02	30,1%	1,51E-01	48,1%
Eutrofização	kg NH ₃ - PO ₄ ³⁻ eq	1,30E-04	0,8%	2,42E-02	84,2%	1,24E-04	0,8%	2,30E-02	84,2%	5,61E-03	79,5%	1,14E-04	0,9%	2,12E-02	84,2%	1,40E-02	79,5%	9,80E-05	0,8%	1,83E-02	84,2%	2,81E-02	79,5%
	kg NO _x incl NO ₂ - PO ₄ ³⁻ eq	3,87E-03	24,6%	1,45E-03	5,0%	3,68E-03	24,6%	1,38E-03	5,0%	1,05E-03	14,8%	3,40E-03	26,5%	1,27E-03	5,0%	2,62E-03	14,8%	2,92E-03	24,6%	1,09E-03	5,0%	5,24E-03	14,8%
	kg PO ₄ ³⁻ - PO ₄ ³⁻ eq	1,12E-02	71,0%	2,86E-03	9,9%	1,06E-02	71,0%	2,72E-03	9,9%	2,43E-04	3,4%	9,82E-03	76,7%	2,51E-03	9,9%	6,06E-04	3,4%	8,45E-03	71,0%	2,16E-03	9,9%	1,21E-03	3,4%
	kg CQO - PO ₄ ³⁻ eq	2,01E-04	1,3%	1,55E-04	0,5%	1,91E-04	1,3%	1,47E-04	0,5%	2,84E-05	0,4%	1,76E-04	1,4%	1,36E-04	0,5%	7,09E-05	0,4%	1,51E-04	1,3%	1,17E-04	0,5%	1,42E-04	0,4%
	kg Ntotal - PO ₄ ³⁻ eq	3,81E-05	0,2%	1,20E-05	0,0%	3,62E-05	0,2%	1,14E-05	0,0%	3,29E-06	0,0%	3,34E-05	0,3%	1,05E-05	0,0%	8,22E-06	0,0%	2,87E-05	0,2%	9,04E-06	0,0%	1,64E-05	0,0%
	kg NO ₃ ⁻ - PO ₄ ³⁻ eq	3,33E-04	2,1%	6,65E-05	0,2%	3,16E-04	2,1%	6,33E-05	0,2%	7,15E-05	1,0%	2,92E-04	2,3%	5,84E-05	0,2%	1,79E-04	1,0%	2,51E-04	2,1%	5,02E-05	0,2%	3,57E-04	1,0%
	kg NH ₄ ⁺ - PO ₄ ³⁻ eq	2,55E-06	0,0%	5,96E-06	0,0%	2,42E-06	0,0%	5,66E-06	0,0%	5,00E-05	0,7%	2,24E-06	0,0%	5,23E-06	0,0%	1,25E-04	0,7%	1,92E-06	0,0%	4,49E-06	0,0%	2,50E-04	0,7%
	kg PO₄³⁻eq.tonrec⁻¹	1,58E-02	35,4%	2,88E-02	64,6%	1,50E-02	30,4%	2,74E-02	55,4%	7,06E-03	14,3%	1,28E-02	23,0%	2,52E-02	45,3%	1,76E-02	31,7%	1,19E-02	17,3%	2,17E-02	31,5%	3,53E-02	51,2%

i – tabela de quantificação equivalente unitária dos impactes por categoria para a deposição em aterro de RU e do material proveniente da digestão anaeróbia

		Cenário 1		Cenário 2				Cenário 3a				Cenário 3b				Cenário 3c			
		Aterro		Aterro		Aterro CRU		Aterro		Aterro CRU		Aterro		Aterro CRU		Aterro		Aterro CRU	
		Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%
Alterações Climáticas	kg CO ₂ - CO ₂ eq	0,00E+00	0,0%	0,00E+00	0,0%	0,00E+00	0,0%	0,00E+00	0,0%	0,00E+00	0,0%	0,00E+00	0,0%	0,00E+00	0,0%	0,00E+00	0,0%	0,00E+00	0,0%
	kg CH ₄ - CO ₂ eq	7,30E+02	99,9%	2,12E+02	99,9%	1,89E+01	99,9%	2,01E+02	99,9%	1,79E+01	99,9%	1,86E+02	99,9%	1,65E+01	99,9%	1,21E+02	99,9%	7,63E+00	99,9%
	kg N ₂ O - CO ₂ eq	4,42E-01	0,1%	1,28E-01	0,1%	1,14E-02	0,1%	1,22E-01	0,1%	1,09E-02	0,1%	1,12E-01	0,1%	1,00E-02	0,1%	7,33E-02	0,1%	4,62E-03	0,1%
	kg CO₂eq.tonrec⁻¹	7,30E+02	100,0%	2,12E+02	91,8%	1,89E+01	8,2%	2,01E+02	91,8%	1,79E+01	8,2%	1,86E+02	91,8%	1,65E+01	8,2%	1,21E+02	94,1%	7,63E+00	5,9%
Depleção de Recursos Abióticos	kg carvão hulha - Sbeq	6,00E-01	6,2%	1,74E-01	6,2%	1,83E-03	9,3%	1,66E-01	6,2%	1,74E-03	9,3%	1,53E-01	6,2%	1,60E-03	9,3%	9,96E-02	6,2%	7,39E-04	9,3%
	kg carvão lenhite - Sbeq	2,01E-01	2,1%	5,84E-02	2,1%	1,35E-03	6,9%	5,55E-02	2,1%	1,29E-03	6,9%	5,12E-02	2,1%	1,19E-03	6,9%	3,34E-02	2,1%	5,47E-04	6,9%
	m ³ gás natural - Sbeq	4,89E+00	50,3%	1,42E+00	50,3%	8,88E-03	45,1%	1,35E+00	50,3%	8,44E-03	45,1%	1,24E+00	50,3%	7,79E-03	45,1%	8,12E-01	50,3%	3,59E-03	45,1%
	kg petróleo - Sbeq	4,03E+00	41,4%	1,17E+00	41,4%	7,61E-03	38,7%	1,11E+00	41,4%	7,24E-03	38,7%	1,02E+00	41,4%	6,68E-03	38,7%	6,68E-01	41,4%	3,08E-03	38,7%
	kg Sbeq.tonrec⁻¹	9,72E+00	100,0%	2,82E+00	99,3%	1,97E-02	0,7%	2,68E+00	99,3%	1,87E-02	0,7%	2,47E+00	99,3%	1,73E-02	0,7%	1,61E+00	99,5%	7,96E-03	0,5%
Oxidantes fotoquímicos	kg CH ₄ - C ₂ H ₄ eq	1,75E-01	80,5%	5,08E-02	80,5%	4,52E-03	80,5%	4,83E-02	80,5%	4,30E-03	80,5%	4,45E-02	80,5%	3,97E-03	80,5%	2,91E-02	80,5%	1,83E-03	80,5%
	kg SO ₂ - C ₂ H ₄ eq	4,26E-03	2,0%	1,24E-03	2,0%	1,10E-04	2,0%	1,18E-03	2,0%	1,05E-04	2,0%	1,08E-03	2,0%	9,67E-05	2,0%	7,08E-04	2,0%	4,46E-05	2,0%
	kg CO - C ₂ H ₄ eq	3,81E-02	17,5%	1,11E-02	17,5%	9,85E-04	17,5%	1,05E-02	17,5%	9,37E-04	17,5%	9,70E-03	17,5%	8,64E-04	17,5%	6,33E-03	17,5%	3,99E-04	17,5%
	kg C₂H₄eq.tonrec⁻¹	2,18E-01	100,0%	6,31E-02	91,8%	5,62E-03	8,2%	6,00E-02	91,8%	5,34E-03	8,2%	5,53E-02	91,8%	4,93E-03	8,2%	3,61E-02	94,1%	2,27E-03	5,9%
Acidificação	kg NH ₃ - SO ₂ eq	1,83E-04	0,1%	5,30E-05	0,1%	4,72E-06	0,1%	5,04E-05	0,1%	4,49E-06	0,1%	4,65E-05	0,1%	4,14E-06	0,1%	3,03E-05	0,1%	1,91E-06	0,1%
	kg NO _x incl NO ₂ - SO ₂ eq	9,77E-02	47,8%	2,83E-02	47,8%	2,52E-03	47,8%	2,69E-02	47,8%	2,40E-03	47,8%	2,48E-02	47,8%	2,21E-03	47,8%	1,62E-02	47,8%	1,02E-03	47,8%
	kg SO ₂ - SO ₂ eq	1,07E-01	52,1%	3,09E-02	52,1%	2,75E-03	52,1%	2,94E-02	52,1%	2,62E-03	52,1%	2,71E-02	52,1%	2,42E-03	52,1%	1,77E-02	52,1%	1,11E-03	52,1%
	kg SO₂eq.tonrec⁻¹	2,04E-01	100,0%	5,93E-02	91,8%	5,28E-03	8,2%	5,64E-02	91,8%	5,02E-03	8,2%	5,20E-02	91,8%	4,63E-03	8,2%	3,39E-02	94,1%	2,14E-03	5,9%
Eutrofização	kg NH ₃ - PO ₄ ³⁻ eq	4,00E-05	0,0%	1,16E-05	0,0%	1,03E-06	0,0%	1,10E-05	0,0%	9,82E-07	0,0%	1,02E-05	0,0%	9,06E-07	0,0%	6,63E-06	0,0%	4,18E-07	0,0%
	kg NO _x incl NO ₂ - PO ₄ ³⁻ eq	2,54E-02	0,8%	7,37E-03	0,8%	6,56E-04	0,3%	7,00E-03	0,8%	6,24E-04	0,3%	6,46E-03	0,8%	5,76E-04	0,3%	4,21E-03	0,8%	2,65E-04	0,3%
	kg PO ₄ ³⁻ - PO ₄ ³⁻ eq	2,00E+00	64,4%	5,79E-01	64,4%	1,60E-01	64,8%	5,51E-01	64,4%	1,52E-01	64,8%	5,08E-01	64,4%	1,40E-01	64,8%	3,32E-01	64,4%	6,46E-02	64,8%
	kg CQO - PO ₄ ³⁻ eq	1,32E-04	0,0%	3,84E-05	0,0%	1,06E-05	0,0%	8,03E-07	0,0%	1,01E-05	0,0%	7,41E-07	0,0%	9,29E-06	0,0%	4,83E-07	0,0%	4,28E-06	0,0%
	kg Ntotal - PO ₄ ³⁻ eq	2,61E-05	0,0%	7,56E-06	0,0%	2,09E-06	0,0%	7,19E-06	0,0%	1,98E-06	0,0%	6,63E-06	0,0%	1,83E-06	0,0%	4,33E-06	0,0%	8,44E-07	0,0%
	kg NO ₃ ⁻ - PO ₄ ³⁻ eq	3,39E-05	0,0%	9,84E-06	0,0%	2,72E-06	0,0%	9,36E-06	0,0%	2,58E-06	0,0%	8,63E-06	0,0%	2,38E-06	0,0%	5,63E-06	0,0%	1,10E-06	0,0%
	kg NH ₄ ⁺ - PO ₄ ³⁻ eq	1,08E+00	34,8%	3,13E-01	34,8%	8,63E-02	35,0%	2,97E-01	34,8%	8,20E-02	35,0%	2,74E-01	34,8%	7,57E-02	35,0%	1,79E-01	34,8%	3,49E-02	35,0%
	kg PO₄³⁻eq.tonrec⁻¹	3,10E+00	100,0%	9,00E-01	78,5%	2,47E-01	21,5%	8,55E-01	78,5%	2,35E-01	21,5%	7,89E-01	78,5%	2,16E-01	21,5%	5,15E-01	83,8%	9,98E-02	16,2%