



**Telma Filipa Nazário  
Braz Ferreira**

**Impactes Ambientais na Valorização de Óleos  
Alimentares Usados**





**Telma Filipa Nazário  
Braz Ferreira**

**Impactes Ambientais na Valorização de Óleos  
Alimentares Usados**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob orientação científica da Doutora Ana Cláudia Dias e da Doutora Maria Isabel da Silva Nunes, Professoras Auxiliares Convidadas do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro



## **o júri**

presidente

Professora Doutora Ana Isabel Miranda  
Professora Associada com Agregação da Universidade de Aveiro

vogal

Professor Doutor Paulo Jorge Trigo Ribeiro  
Professor Auxiliar Convidado da Faculdade de Engenharia da Universidade  
Católica Portuguesa

vogal

Professora Doutora Ana Cláudia Relvas Dias  
Professora Auxiliar Convidada da Universidade de Aveiro

vogal

Professora Doutora Maria Isabel da Silva Nunes  
Professora Auxiliar Convidada da Universidade de Aveiro



## **agradecimentos**

Às minhas orientadoras, Professora Doutora Maria Isabel da Silva Nunes e Professora Doutora Ana Cláudia Relvas Dias, por todo o apoio e orientação prestados. Obrigada pelo interesse e disponibilidade demonstrados, desde o primeiro dia.

A todos os colaboradores das indústrias de valorização de OAU que se disponibilizaram a cooperar na realização deste trabalho.

Agradeço aos meus pais, à minha irmã e ao meu namorado, pelo apoio e carinho. Sem a vossa ajuda e compreensão a concretização deste trabalho não teria sido possível.



**palavras-chave**

ACV, impactes ambientais, operações de valorização, óleo alimentar usado, biodiesel, sabão

**resumo**

A legislação nacional proíbe a descarga de Óleos Alimentares Usados (OAU) nos sistemas de drenagem, assim como a deposição de OAU em aterro, sendo valorizada a reciclagem. Os OAU podem assim ser vistos, não como um problema, mas sim como um recurso, dado que constituem matéria-prima que pode ser utilizada, na produção de sabão ou energia, através de digestão anaeróbia, e mais recentemente na produção de biodiesel.

Neste estudo a metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é aplicada de modo a avaliar os impactes ambientais da produção de sabão e biodiesel a partir de OAU, de modo a identificar quais os processos com mais impactes ambientais. Todas as emissões, utilização de recursos e consumo de energia são baseados em relação a 1 ton de OAU para produzir biodiesel e sabão. As fases consideradas são: a recolha de OAU, a produção de biodiesel e sabão, a produção e o transporte de materiais, combustíveis e energia.

Os resultados mostraram uma contribuição importante da produção de metanol na ACV do biodiesel. A produção de metanol apresenta a maior contribuição para o Potencial de Depleção Abiótica (PDA) e para o Potencial de Aquecimento Global (PAG). Por outro lado, a produção de biodiesel apresenta a maior contribuição para o Potencial de Formação de Oxidantes fotoquímicos (PFOF), para o potencial de acidificação (PA) e para o Potencial de Eutrofização (PE). A produção de óleos vegetais virgens e gordura animal mostraram ser as mais significantes para a maior parte das categorias de impacto da ACV do sabão, embora a produção de hidróxido de sódio desempenhe um papel preponderante no caso do PDA.

Da análise comparativa dos impactes ambientais associados ao ciclo de vida do biodiesel e do sabão é possível concluir que a valorização através da produção de biodiesel apresenta vantagens ambientais no que respeita ao PFOF e ao PA. Nas restantes categorias de impacto, a valorização através da produção de biodiesel apresenta menores impactes que a valorização através da produção de sabão quando o biodiesel produzido a partir de OAU substitui o biodiesel produzido a partir de colza e soja, excepto no caso do PDA se o biodiesel substituído for o produzido a partir de soja



**Keywords**

LCA, environmental impacts, recovery operations, waste cooking oil, biodiesel, soap

**Abstract**

The national legislation prohibits the discharge of Waste Cooking Oils (WCO) to sewerage systems as well as the deposition in landfill, and suggests WCO recycling. The WCO can thus be seen not as a problem, but as a resource, being a raw material that can be used in the production of soap or energy through anaerobic digestion, and the production of biodiesel.

In this study the Life Cycle Assessment (LCA) methodology is applied to evaluate the environmental impacts of biodiesel and soap production from WCO, in order to identify the process with the largest environmental impacts. All emissions, use of resources and energy consumption are based on 1 ton of WCO to produce biodiesel and soap. The main stages considered are: WCO collection, biodiesel and soap production, and production and transport of materials, fuels and energy.

The results show an important contribution of methanol production in biodiesel LCA. Methanol production was the main contributor to the Abiotic Depletion Potential (ADP) and Global Warming Potential (GWP). On the other hand, biodiesel production was the main contributor to the Photochemical Oxidant Formation Potential (POFP), Acidification Potential (AP) and Eutrophication Potential (EP). The fresh vegetable oils and tallow production were found to be significant for almost all the impact categories in soap LCA, although the production of sodium hydroxide plays an important role in the case of PDA.

A comparative analysis of the environmental impacts associated with the life cycle of biodiesel and soap produced from WCO shows that the production of biodiesel has environmental advantages to PFOF and PA. For the other impact categories, WCO recovery by biodiesel production has lower impacts than WCO recovery by soap production when the biodiesel produced from WCO replaces the biodiesel produced from rapeseed and soybean, except in the case of the PDA if the replaced biodiesel is produced from soybean.



---

## Índice

<b>1</b>	<b>Introdução</b> .....	<b>11</b>
1.1	Motivação e relevância do tema .....	11
1.2	Objectivos e estrutura da dissertação .....	13
<b>2</b>	<b>Gestão de OAU</b> .....	<b>15</b>
2.1	Introdução .....	15
2.2	Legislação comunitária e nacional .....	16
2.3	Quantitativos nacionais de produção .....	18
2.4	Operações de gestão .....	20
2.5	Processos de valorização .....	22
2.5.1	Produção de sabão .....	23
2.5.1.1	Gorduras como matéria-prima .....	23
2.5.1.2	Reacções de saponificação e neutralização .....	26
2.5.1.3	Síntese à escala laboratorial .....	27
2.5.2	Produção de biodiesel .....	28
2.5.2.1	Gorduras como matéria-prima .....	28
2.5.2.2	Pré-tratamento dos OAU .....	29
2.5.2.3	Reacção de transesterificação .....	30
2.5.2.4	Purificação do biodiesel .....	34
2.5.2.5	O co-produto glicerol .....	35
2.5.3	Produção de biogás .....	36
2.5.4	Outras alternativas de valorização .....	39
2.6	Conclusão .....	40
<b>3</b>	<b>Avaliação de Ciclo de Vida (ACV)</b> .....	<b>43</b>
3.1	Introdução .....	43
3.2	Metodologia .....	44
3.2.1	Definição do objectivo e âmbito .....	45
3.2.2	Análise de Inventário .....	47
3.2.3	Avaliação de Impactes .....	48
3.2.4	Interpretação .....	50
3.3	Conclusão .....	51
<b>4</b>	<b>ACV da produção de biodiesel e sabão a partir de OAU</b> .....	<b>53</b>
4.1	Introdução .....	53

---

---

4.2	Objectivo e âmbito .....	55
4.2.1	Objectivo .....	55
4.2.2	Funções do sistema e unidade funcional .....	55
4.2.3	Fronteiras dos sistemas.....	56
4.2.4	Qualidade dos dados.....	58
4.2.5	<i>Software</i> de aplicação .....	59
4.2.6	Alocação .....	59
4.2.7	Metodologia de avaliação de impactes.....	60
4.3	Análise de inventário .....	61
4.3.1	Produção de biodiesel a partir de OAU .....	62
4.3.2	Subsistemas incluídos na produção de biodiesel a partir de OAU.....	64
4.3.3	Produção de sabão a partir de OAU.....	65
4.3.4	Subsistemas incluídos na produção de sabão a partir de OAU .....	67
4.3.4.1	Gorduras virgens e ácidos gordos .....	68
4.3.4.2	Reagentes e aditivos .....	69
4.3.4.3	Materiais de embalamento.....	70
4.3.5	Energia e combustíveis .....	71
4.3.6	Transporte .....	71
4.3.7	Produção de biodiesel a partir de óleos vegetais.....	74
4.3.8	Produção de sabão a partir de óleos vegetais .....	76
4.4	Avaliação de impactes.....	76
4.5	Conclusão.....	80
<b>5</b>	<b>Resultados e discussão .....</b>	<b>81</b>
5.1	Introdução.....	81
5.2	Produção de biodiesel a partir de OAU .....	81
5.2.1	Análise de inventário .....	81
5.2.2	Avaliação de impactes.....	84
5.3	Produção de sabão a partir de OAU .....	91
5.3.1	Análise de inventário .....	91
5.3.2	Avaliação de impactes.....	94
5.4	Análise comparativa das operações de valorização de OAU.....	100
5.5	Análise de sensibilidade .....	102
5.6	Conclusão.....	106
<b>6</b>	<b>Considerações finais .....</b>	<b>109</b>
	<b>Referências .....</b>	<b>111</b>

---



## Índice de Figuras

Figura 2.1	Evolução do consumo total de óleos e gorduras vegetais e azeite em Portugal de 2005 a 2009 (INE, 2009). .....	19
Figura 2.2	Esquema do circuito de produção, recolha e valorização de óleos alimentares (APA, 2010). .....	21
Figura 2.3	Processo de fabrico de sabão a partir de óleos e gorduras (virgens ou residuais) (Ogoshi e Miyawaki, 1985). .....	26
Figura 2.4	Reacção de saponificação dos triglicerídeos.(Felizardo, 2003). .....	27
Figura 2.5	Reacção de transesterificação usada na produção de biodiesel. ....	30
Figura 2.6	Influência da razão molar metanol:OAU no rendimento da reacção de produção de biodiesel (Felizardo et al., 2006). .....	32
Figura 2.7	Influência da razão mássica catalisador:OAU no rendimento da reacção de produção de biodiesel (Felizardo et al., 2006). .....	33
Figura 3.1	Estágios do ciclo de vida de um produto (Ferreira, 2004). .....	44
Figura 3.2	Fases do desenvolvimento da metodologia de ACV (ISO, 2006a) .....	45
<b>Figura 4.1</b>	<b>Funções dos sistemas de valorização de OAU em estudo. ....</b>	<b>56</b>
Figura 4.2	Fases do ciclo de vida e fronteiras dos sistemas em estudo. ....	57
Figura 4.3	Processo de produção de biodiesel. ....	62
Figura 4.4	Subsistemas incluídos na produção do biodiesel a partir de OAU. ....	64
Figura 4.5	Processo de produção de sabão. ....	66
Figura 4.6	Subsistemas incluídos na produção de sabão a partir de OAU. ....	67
Figura 5.1	Contribuição relativa do processo de produção de biodiesel e dos subsistemas associados, para as emissões atmosféricas. ....	82
Figura 5.2	Contribuição relativa do processo de produção de biodiesel e dos subsistemas associados para as emissões líquidas. ....	84
Figura 5.3	Potencial de depleção abiótica da produção de biodiesel e dos subsistemas associados. ....	86
Figura 5.4	Potencial de aquecimento global (PAG <sub>100</sub> ) da produção de biodiesel e dos subsistemas associados. ....	87
Figura 5.5	Potencial de formação de oxidantes fotoquímicos da produção de biodiesel e dos subsistemas associados. ....	88

---

---

Figura 5.6	Potencial de acidificação da produção de biodiesel e dos subsistemas associados.....	89
Figura 5.7	Potencial de eutrofização da produção de biodiesel e dos subsistemas associados.....	90
Figura 5.8	Contribuição da produção de sabão e dos subsistemas associados para as emissões atmosféricas.....	91
Figura 5.9	Contribuição da produção de sabão e dos subsistemas associados para as emissões líquidas.....	93
Figura 5.10	Potencial de depleção de recursos abióticos da produção de sabão e dos subsistemas associados.....	96
Figura 5.11	Potencial de aquecimento global da produção de sabão e dos subsistemas associados.....	97
Figura 5.12	Potencial de formação de oxidantes fotoquímicos da produção de sabão e dos subsistemas associados.....	98
Figura 5.13	Potencial de acidificação da produção de sabão e dos subsistemas associados.....	99
Figura 5.14	Potencial de eutrofização da produção de sabão e dos subsistemas associados.....	100
Figura 5.15	Avaliação de impactes ambientais dos sistemas A e B.....	101
Figura 5.16	Análise de sensibilidade à fracção de OAU tratado considerado no inventário de ciclo de vida da produção de biodiesel.....	104
Figura 5.17	Análise de sensibilidade à fracção de pasta de OAU considerada no inventário de ciclo de vida da produção de sabão.....	105
Figura 5.18	Avaliação de impactes ambientais da produção de biodiesel para diferentes critérios de alocação.....	106

---

## Índice de Tabelas

Tabela 2.1	Metas a atingir relativamente ao número de pontos de recolha (DL 267/09).....	22
Tabela 2.2	Classificação dos alguns ácidos gordos (Carrapato, 2010).....	24
Tabela 2.3	Composição em ácidos gordos de duas amostras de OAU (Carrapato, 2010).....	25
Tabela 2.4	Composição de matéria orgânica presente em diferentes tipos de resíduos e respectiva produção de metano (Adaptado: Angelidaki et al.(2003)).....	38
Tabela 4.1	Critérios de alocação na produção de biodiesel a partir de OAU. ....	59
Tabela 4.2	Categorias de impacte ambiental e respectivos indicadores, factores de caracterização e modelos de caracterização consideradas neste trabalho(Heijungs et al., 1992). ....	61
Tabela 4.3	Perfil dos transportes da produção de biodiesel a partir de OAU. ....	72
Tabela 4.4	Perfil dos transportes da produção de sabão a partir de OAU. ....	73
Tabela 4.5	Factores de depleção de recursos abióticos para combustíveis fósseis (Guinée et al., 2001). ....	77
Tabela 4.6	Potenciais de aquecimento global (IPCC, 2006). ....	78
Tabela 4.7	Potencial de formação de oxidantes fotoquímicos (Derwent et al., 1998; Jenkin eHayman, 1999). ....	78
Tabela 4.8	Potencial de acidificação (Huijbregts, 1999b). ....	79
Tabela 4.9	Potencial de eutrofização (Heijungs et al., 1992).....	79
Tabela 5.1	Impactes totais decorrentes da produção de biodiesel e dos subsistemas associados. ....	85
Tabela 5.2	Impactes totais decorrentes da produção de sabão a partir de OAU e dos subsistemas associados à sua produção.....	94
Tabela 5.3	Impactes totais decorrentes da produção de sabão a partir de OAU e dos subsistemas associados à sua produção.....	95
Tabela 5.4	Cenários de fracções mássicas de pasta de OAU e OAU tratado obtidas no pré-tratamento de OAU. ....	103

---



## Lista de Abreviaturas

ACV	Avaliação de Ciclo de Vida
ANR	Autoridade Nacional dos Resíduos
APA	Agência Portuguesa do Ambiente
bssc	Base seca sem cinzas
CE	Comissão Europeia
CBO	Carência Bioquímica de Oxigénio
COV	Compostos Orgânicos Voláteis
CQO	Carência Química de Oxigénio
DG	Diglicerídeos
DGEG	Direcção Geral de Energia e Geologia
DL	Decreto-Lei
ETAR	Estação Tratamento Águas Residuais
EU	União Europeia
FAEE	<i>Fatty Acid Ethyl Ester</i>
FAME	<i>Fatty Acid Methyl Ester</i>
GEE	Gases com Efeito de Estufa
HORECA	Hotéis, Restaurantes e Cantinas
ICV	Inventário Ciclo de Vida
INE	Instituto Nacional de Resíduos
IPA	Inovação e Projectos em Ambiente, Lda.
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Alterações Climáticas
ISO	<i>International Organisation for Standardisation</i>
LER	Lista Europeia de Resíduos

---

MG	Monoglicerídeos
OAU	Óleos Alimentares Usados
PA	Potencial Acidificação
PAG	Potencial Aquecimento Global
PCI	Poder Calorífico Inferior
PDA	Potencial Depleção Abiótica
PE	Potencial Eutrofização
PFOF	Potencial Formação Oxidantes Fotoquímicos
PIP	Política Integrada de Produtos
PP	Polipropileno
PVC	Policloreto de Vinilo
RIB	Resíduos Industriais Banais
RU	Resíduos Urbanos
SETAC	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
SIRAPA	Sistema Integrado de Resíduos da Agência Portuguesa do Ambiente
tep	toneladas equivalentes de petróleo
TG	Triglicerídeos
TMB	Tratamento Mecânico Biológico
UF	Unidade Funcional

## Nomenclatura Química

$C_2H_4$	Etileno
$CH_4$	Metano
CO	Monóxido de Carbono
$CO_2$	Dióxido de carbono
$H_2$	Hidrogénio

---

$H_2SO_4$	Ácido sulfúrico
HCl	Ácido clorídrico
KOH	Hidróxido de potássio
$N_2O$	Óxido nitroso
NaCl	Cloreto de sódio
NaOH	Hidróxido de sódio
$NaSiO_3$	Silicato de sódio
$NH_3$	Amónia
$NH_4^+$	ião amónia
$NO_3^-$	ião nitrato
$NO_x$	Óxidos de azoto
$N_{total}$	Azoto total
$PO_4^{3-}$	ião fosfato
$P_{total}$	Fósforo total
Sb	Antimónio
$SO_2$	Dióxido de enxofre
$TiO_2$	Dióxido titânio

# 1 Introdução

## 1.1 Motivação e relevância do tema

Os óleos alimentares representam uma categoria de produto largamente consumido em todos os sectores da sociedade, desde o sector HORECA (hotéis, restaurantes e cantinas), passando pelo industrial, até ao doméstico. Como consequência deste consumo surge um resíduo, designado por Óleo Alimentar Usado (OAU), que, na sua maioria, provém da utilização de óleos de origem vegetal (azeite, óleo de girassol, óleo de soja, etc.) na fritura de alimentos e que apresenta potenciais problemas a nível ambiental associados a hábitos inadequados a jusante da sua produção (rede de esgotos domésticos, solo, etc.). Assim sendo, este tipo de resíduo constitui um fluxo transversal que deve obedecer a uma gestão global independentemente da sua origem.

Nos últimos anos tem-se vindo a verificar um crescente interesse neste fluxo de resíduos por parte dos sistemas de gestão de RU (Resíduos Urbanos), tendo como objectivo principal a produção de biodiesel. Este interesse conduziu a iniciativas de recolha de carácter voluntário. No entanto, estas iniciativas surgiram na maioria das vezes no contexto de incentivos comunitários ao uso de energias renováveis, sendo aproveitadas para cumprimento de metas de consumo de biocombustíveis e consequentemente diminuição de emissões de gases com efeito de estufa (GEE).

Sem descurar a ideia de que estes resíduos podem ser considerados matérias-primas preciosas, foi necessário estabelecer um sistema de gestão consolidado para este fluxo específico de resíduos, onde todos os intervenientes no seu ciclo de vida são responsabilizados, tendo como objectivo promover os processos de valorização, em detrimento das operações de eliminação.

É neste contexto que surge o Decreto-Lei 273/2009, que proíbe a descarga de OAU nos sistemas de drenagem, assim como a deposição de OAU em aterro, sendo valorizada a reciclagem, como opção integrada no cumprimento dos objectivos nacionais no que se refere às metas fixadas para a reciclagem de resíduos. Os OAU poderão agora passar a ser vistos não como um problema, mas sim como um recurso, dado que constituem matéria-prima que pode ser utilizada, por exemplo, em empresas de saponificação, na indústria química e de lubrificantes, ou utilizada como fonte de energia, na qual está incluída a produção de biodiesel e a produção de biogás.

---

Em Portugal, a produção de biodiesel a partir de OAU é essencialmente feita por unidades de pequena escala, os produtores dedicados, que recebem os OAU dos municípios envolventes, provenientes do sector HORECA e uma fracção do sector doméstico. Relativamente à produção de sabão a partir de OAU, a nível nacional, esta é feita apenas por uma unidade industrial. Uma outra alternativa de valorização dos OAU consiste na sua aplicação, juntamente com outro tipo de matéria orgânica biodegradável, às unidades de digestão anaeróbia, i.e., em processos de co-digestão.

Constatou-se, no entanto, que a produção de biodiesel e a produção de sabão são as duas operações de valorização de OAU com maior expressividade a nível industrial, em Portugal. Se por um lado a gestão desadequada deste fluxo emergente de resíduos pode acarretar graves problemas a jusante da sua produção, por outro lado, à semelhança de qualquer produto ou serviço, os processos de valorização deste resíduo também têm um impacte ambiental associado. Neste contexto, é necessário encontrar soluções positivas simultaneamente para o ambiente e para as actividades económicas, em que melhoramentos ambientais contribuam para a competitividade industrial a longo prazo (CE, 2004).

Desde 1998, que a Comissão Europeia tem vindo a discutir a Política Integrada de Produtos (PIP) que tem, manifestamente, um papel a desempenhar em termos de contribuição para o desenvolvimento sustentável. Tendo como base o conceito de ciclo de vida, esta iniciativa procura reduzir os impactes ambientais acumulados de um produto, desde o “nascimento até à morte”. A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é considerada, actualmente, a melhor ferramenta para avaliar os impactes ambientais potenciais dos produtos (CE, 2004). É, portanto, uma importante ferramenta de apoio à PIP.

A metodologia de ACV é um processo que permite avaliar as cargas ambientais associados a um determinado produto, processo ou actividade (ISO, 2006a). Para o devido efeito, é necessário identificar e quantificar os fluxos mássicos e energéticos de entrada e saída e avaliar os potenciais impactes ambientais associados a um produto/processo ao longo do seu ciclo de vida, desde a extracção de matérias-primas para a produção dos materiais que são utilizados no fabrico do produto, até à utilização, reciclagem, eliminação e/ou deposição final em aterro, não esquecendo ainda de todo o tipo de transporte necessário ao longo destas etapas (ISO, 2006a).

A tentativa de resolução dos problemas ambientais associados à gestão dos OAU, aliado à necessidade de cumprir as metas fixadas relativas à utilização de biocombustíveis ou

---

---

de outros combustíveis renováveis nos transportes, tem vindo a estimular o interesse por parte de diversos investigadores no sentido de elaborarem estudos que avaliem e identifiquem os potenciais impactes ambientais da produção de biodiesel a partir de OAU (Morais et al., 2010; Peiro et al., 2009). Por outro lado, e apesar da redução do consumo de gorduras virgens acarretar potenciais benefícios a nível económico e ambiental, não foram encontrados estudos que avaliem os potenciais impactes ambientais da produção de sabão a partir de OAU. Ainda assim, os riscos ambientais da produção de tensoactivos em geral, incluindo os da produção de sabão a partir de gorduras vegetais e animais, têm sido avaliados regularmente nas últimas décadas por diversos grupos de investigadores, utilizando como ferramenta de análise a ACV (Postlethwaite, 1995; Stalmans e Sabaliunas, 2004; Stalmans *et al.*, 1993).

Tendo em conta todos estes factores, começa a tornar-se clara a necessidade de complementar as diversas iniciativas já tomadas, procurando identificar, avaliar e comparar os impactes ambientais destes processos de valorização de OAU, considerando todo o seu ciclo de vida, tendo em vista a concretização de um modelo integrado de gestão deste fluxo de resíduos.

## **1.2 Objectivos e estrutura da dissertação**

Este estudo tem como objectivo primordial identificar e quantificar os impactes ambientais de duas operações de valorização de OAU, nomeadamente a produção de sabão e biodiesel, tendo em conta todas as etapas do seu ciclo de vida, aplicando a metodologia de ACV.

Com o presente trabalho pretende-se também comparar e avaliar o desempenho ambiental dos referidos processos de valorização onde o OAU deixa de constituir um resíduo e passa a ser considerado como matéria-prima, essencialmente no que respeita ao consumo de recursos e produção de emissões líquidas e atmosféricas. Esta análise comparativa é crucial para perceber de que forma a ACV pode funcionar como ferramenta de decisão e apoio na concretização de um modelo integrado de gestão dos resíduos de óleos e gorduras alimentares.

Nesta análise foram utilizados dados de produção reais à escala industrial. Deste modo, este trabalho representa mais um passo no estudo dos impactes da produção de biodiesel a partir de OAU e apresenta ainda um carácter inovador no que diz respeito à avaliação dos impactes ambientais da produção de sabão a partir de OAU e à análise comparativa entre as duas operações de valorização de OAU.

---

Com vista a alcançar os objectivos propostos, iniciou-se este trabalho com uma revisão à bibliografia existente, no que diz respeito à gestão de OAU, e que se apresenta no Capítulo 2. No Capítulo 3 descreve-se cada uma das fases da metodologia de ACV à luz das normas ISO 14040 (2006a) e ISO 14044 (2006b). De seguida, o Capítulo 4 consiste na ACV das operações de valorização de OAU, propriamente dita, com a definição de objectivo e âmbito, a recolha de dados de inventário e a metodologia de avaliação de impactes. No Capítulo 5 são apresentados e discutidos os resultados da metodologia de ACV adoptada. Finalmente, no Capítulo 6 são tecidas as principais conclusões decorrentes deste estudo de ACV e sugeridas algumas propostas a realizar num trabalho futuro.

---

## 2 Gestão de OAU

### 2.1 Introdução

Os óleos e gorduras alimentares representam uma categoria de produtos largamente consumidos em diversos sectores da sociedade actual. Entre os principais sectores encontram-se, a actividade doméstica (óleos de fritura usados na confecção de alimentos); as actividades industriais (óleos associados à preparação e conservação de alimentos) e os estabelecimentos do sector HORECA (estabelecimentos da área da restauração abrangendo hotéis, restaurantes, cafés, serviços de *catering*, cantinas e refeitórios).

Os resíduos que resultam do consumo de óleos alimentares, trata-se de resíduos não perigosos denominados vulgarmente de Óleos Alimentares Usados (OAU) e são classificados com o código LER 20 01 25 “óleos e gorduras alimentares”, de acordo com a Portaria n.º209/2004, de 3 de Março. Apesar de serem considerados resíduos não perigosos têm, contudo, vários impactes negativos quando são alvo de uma má gestão a jusante da sua produção.

Devido aos impactes ambientais negativos associados à deficiente gestão deste fluxo de resíduos, as questões relacionadas com a sua produção têm vindo a assumir uma importância crescente, tanto na sociedade em geral, como também junto dos órgãos legislativos. Sobretudo no que diz respeito à implementação de políticas, no sentido de estimular a produção de energias alternativas, estes resíduos poderão ser vistos não como um problema mas sim como um recurso, dado que podem constituir matéria-prima a ser utilizada, por exemplo, em empresas de saponificação, na indústria química e de lubrificantes, ou utilizada como fonte de energia, na qual está incluída a produção de biodiesel e a produção de biogás e a incineração com recuperação de energia.

Numa fase inicial do presente capítulo, secção 2.2, abordam-se os mecanismos legais e iniciativas de gestão que têm vindo a ser desenvolvidos em torno do sector dos resíduos de óleos e gorduras alimentares. Para tal, foram identificadas as medidas que têm sido implementadas a nível europeu e a nível nacional no âmbito deste fluxo emergente de resíduos. Posteriormente, na secção 2.3, é exposto um breve histórico em termos de quantidades produzidas e recolhidas a nível nacional nos últimos anos. Na secção 2.4, são descritas as operações de gestão dos OAU, regulamentadas pelo Decreto-Lei

---

267/2009. Finalmente, na secção 2.5 são descritas as operações de valorização de OAU, tanto material como também energética, nomeadamente, a produção de sabão, a produção de biodiesel, a produção de biogás, a incineração com recuperação de energia.

## **2.2 Legislação comunitária e nacional**

Ao longo dos últimos anos, a nível europeu, tem-se verificado um crescente interesse no fluxo de resíduos que são os OAU, que se deve ao seu potencial para a produção de biocombustível, promovida pela Directiva 2003/30/CE, de 8 de Maio de 2003. Esta Directiva foi publicada pela Comissão Europeia em 2001 e fomenta a utilização de biocombustíveis e de outros combustíveis renováveis nos transportes, estabelecendo que cada Estado-Membro da União Europeia (UE) deverá assegurar até 2020, que os biocombustíveis atinjam uma incorporação de 20% de toda a gasolina e gasóleo comercializados.

Mais recentemente, foi publicada a Directiva 2009/30/CE, de 23 de Abril de 2009, segundo a qual, o biodiesel de óleo (vegetal ou animal) residual é o biocombustível passível de utilização no sector dos transportes que apresenta maior valor de redução de GEE.

No que diz respeito a documentos normativos nacionais, a gestão dos resíduos de óleos alimentares, até há bem pouco tempo, não obedecia a legislação específica, tendo sido assegurada inicialmente pelo Decreto-Lei n.º 239/97, de 9 de Setembro, que estabelecia as regras a que ficavam sujeitas a gestão de resíduos. Este documento foi, no entanto, revogado pelo Decreto-Lei n.º 178/2006, de 5 de Setembro, que assumiu posteriormente o regime geral de gestão de resíduos, transpondo para a ordem jurídica interna a Directiva 2006/12/CE de 5 de Abril e a Directiva 91/689/CE de 12 de Dezembro. O referido diploma, que assume actualmente o regime geral de gestão de resíduos, aplica-se às operações de gestão de resíduos (recolha, transporte, armazenagem, triagem, tratamento, valorização e eliminação).

O regime geral de gestão de resíduos, acima referido, não dava contudo resposta aos problemas específicos apresentados pela gestão deste fluxo específico de resíduos. A importância de definir uma estratégia de valorização nacional nesta matéria levou a um interesse crescente por parte dos sistemas de gestão de RU na promoção de iniciativas de índole voluntária de recolha de óleos e gorduras alimentares usados. Em Outubro 2005, foi celebrado pela Autoridade Nacional dos Resíduos (ANR) um acordo relativo à gestão de OAU. Este acordo veio agregar os diversos sectores de actividades envolvidos

---

no ciclo de vida deste fluxo de resíduos, nomeadamente representantes dos produtores de óleos alimentares, dos sectores de distribuição e HORECA, de recolhedores e valorizadores. Ainda assim, o carácter “voluntário” em que este mesmo sistema se baseava veio a constituir um dos seus principais pontos críticos, sendo fundamental a criação de um modelo mais consolidado, capaz de responsabilizar os diferentes intervenientes no respectivo ciclo de vida dos OAU.

No dia 29 de Setembro de 2009, foi aprovado o Decreto-Lei n.º267/2009 que estabelece o regime jurídico da gestão dos OAU, produzidos pelos sectores: industrial, HORECA e doméstico. Este Decreto-Lei exclui os resíduos da utilização de gorduras alimentares animais e vegetais, das margarinas e dos cremes para barrar e do azeite, definidos nos termos do Decreto-Lei n.º 32/94, de 5 de Fevereiro, e do Decreto-Lei n.º 106/2005, de 29 de Junho.

Este novo diploma vem proibir:

- i. “A introdução de OAU ou de substâncias recuperadas de OAU na cadeia alimentar;
- ii. A descarga de OAU nos sistemas de drenagem, individuais ou colectivos, de águas residuais;
- iii. A deposição em aterro de OAU, nos termos do regime jurídico da deposição de resíduos em aterro;
- iv. A mistura de OAU com substâncias ou resíduos perigosos;
- v. A realização de operações de gestão de OAU por entidades não licenciadas nos termos do Decreto -Lei n.º 178/2006, de 5 de Setembro;
- vi. A utilização, como combustível em veículos, de OAU que não cumpram os requisitos técnicos aplicáveis aos biocombustíveis previstos no Decreto -Lei n.º 62/2006, de 21 de Março.”

O diploma sugere a reciclagem, como opção integrada no cumprimento dos objectivos nacionais, no que se refere às metas fixadas nesta matéria, “criando um conjunto de normas que visam quer a implementação de circuitos de recolha selectiva, o seu correcto transporte, tratamento e valorização, por operadores devidamente licenciados para o efeito, quer a rastreabilidade e quantificação de OAU” (DL 267/09).

Aguardam os efeitos da implementação deste modelo, não se conhecendo ainda dados precisos sobre as quantidades de OAU recolhidos e valorizados em território nacional,

---

durante o ano de 2010. Contudo, existem estimativas de consumo de óleos alimentares, que irão ser referidas de seguida, a partir das quais se poderá tirar ilações quanto às quantidades geradas de OAU.

### **2.3 Quantitativos nacionais de produção**

Uma vez que, as estimativas e dados referentes às quantidades efectivamente produzidas, consumidas e recolhidas relativamente a este fluxo são deveras reduzidas, foi feita uma pesquisa a variadas fontes de informação a nível nacional, de modo a comparar os valores usualmente obtidos.

As empresas de recolha e tratamento a actuar no mercado nacional não têm controlo exacto sobre a tipologia de resíduos que são depositados nos “óleões” que distribuem, podendo os seus clientes colocar tanto óleos de fritura, como azeites ou resíduos de outras gorduras alimentares. Assim sendo, foram considerados nesta análise diversos tipos de óleos e gorduras alimentares. Não só foram considerados os típicos óleos de soja, girassol, amendoim, como também outras gorduras vegetais.

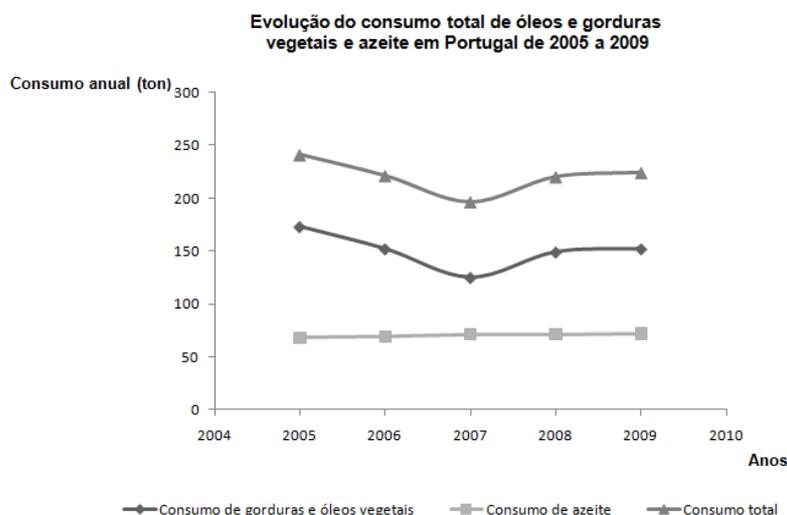
Em Fevereiro de 2004, num estudo elaborado pela IPA – Inovação e Projectos em Ambiente, Lda. – *Linhas de Definição Estratégica do Sistema de Gestão de Óleos Alimentares Usados* (IPA, 2004), foi estimado um consumo de cerca de 196 301 toneladas por ano de óleos alimentares, originando 88 336 toneladas de OAU, em território nacional. No citado estudo, era referido, ainda, que cerca de 540 ton/ano de OAU resultantes de actividades industriais seriam na sua totalidade recolhidas e valorizadas, ao contrário dos óleos associados ao sector HORECA (cerca de 39 508 ton/ano) e ao sector doméstico (cerca de 48 288 ton/ano) onde a recolha e envio para valorização eram muito reduzidos (IPA, 2004).

Por outro lado, analisaram-se dados mais recentes, disponíveis *on-line* no *site* do Instituto Nacional de Estatística (INE), nomeadamente os quadros de “*Balanço de Aprovisionamento de Gorduras e Óleos Vegetais Brutos em Portugal*” que indicam as quantidades de utilização interna de óleos e gorduras vegetais, utilizados para consumo humano, correspondente ao intervalo de tempo entre 2005 e 2009 (último ano com dados disponíveis nas estatísticas do INE). Estes valores incluem óleo de girassol, óleo de soja, azeite, e outras gorduras e óleos vegetais brutos (amendoim, copra, palmiste, colza, bagaço de azeitona, grainha de uva, gérmen de milho, cártamo, linho, rícino, algodão e outros). Importa ainda referir que o consumo humano a que se referem estas estatísticas não se trata apenas do consumo efectivo do sector doméstico e da restauração, mas

---

também do sector industrial, nomeadamente, óleos consumidos pelas indústrias de produção de batata frita em pacote, congelados pré-fritos, entre outras.

Na Figura 2.1 é apresentada a evolução do consumo total de óleos e gorduras vegetais, incluindo o azeite, em Portugal, entre 2005 e 2010. Ainda relativamente a esta figura, no que se refere aos óleos e gorduras vegetais, verificou-se um consumo mínimo de 125 000 ton no ano de 2007. Por outro lado, no ano de 2005 foi atingido um consumo máximo de 173 000 ton. Segundo os dados do INE, durante o período de 2005 a 2009, foram consumidos cerca de 150 200 ton/ano de óleos e gorduras vegetais.



**Figura 2.1**

Evolução do consumo total de óleos e gorduras vegetais e azeite em Portugal de 2005 a 2009 (INE, 2009).

Seguindo a mesma metodologia do estudo elaborado pela IPA (2004), assumiu-se que, cerca de 45% do total de óleos e gorduras vegetais consumidos constituem efectivamente resíduos, considerando que 40% são incorporados nos alimentos e 15% constituem “perdas” (fugas, óleo absorvido nos filtros de papel, entre outros), tendo-se obtido uma estimativa, para o ano de 2009, de 67 590 toneladas/ano para os OAU.

Ainda relativamente ao ano de 2009, um estudo técnico-económico do ciclo de vida dos OAU desenvolvido pela APA (APA, 2010), apresenta uma perspectiva ligeiramente mais optimista, uma vez que é estimada uma produção de OAU em Portugal da ordem de 43 000 a 65 000 toneladas por ano. Destes OAU, 62% são gerados no sector doméstico, 37% no sector HORECA e uma fracção residual, de 1%, na indústria alimentar. Estimavam-se, contudo, que apenas cerca de 3 000 toneladas por ano eram recolhidas para valorização.

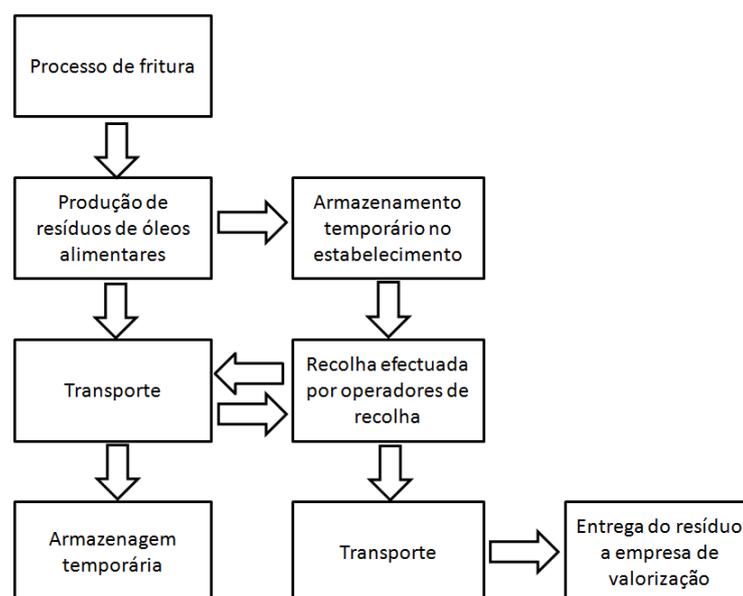
Apesar destas estimativas não representarem dados reais da produção de OAU é possível ter uma noção geral da quantidade gerada nos últimos anos e dos potenciais problemas que a sua má gestão pode acarretar. Neste sentido, e como se pode ver na secção seguinte, o modelo actual de gestão deste fluxo transversal de resíduos regula todas as operações de gestão que intervêm no ciclo de vida dos resíduos de óleos alimentares, desde a sua recolha, até ao seu destino final, considerando todos os sectores envolvidos.

É de esperar que num futuro próximo passem a haver dados estatísticos reais de produção de OAU, pois de acordo com o novo sistema de gestão de OAU, todas as entidades envolvidas no ciclo de vida dos óleos alimentares, tais como, produtores de óleos alimentares, produtores de OAU, operadores de gestão de resíduos de óleos alimentares e os municípios, são obrigados a reportar, à APA, através do Sistema Integrado de Resíduos da Agência Portuguesa do Ambiente (SIRAPA), as quantidades de óleos alimentares (virgens) colocadas no mercado e a quantidade de OAU produzidos e recolhidos.

## **2.4 Operações de gestão**

O Decreto-Lei n.º 178/2006, de 5 de Setembro, define as operações de gestão de resíduos como toda e qualquer operação de recolha, armazenagem, triagem, transporte, tratamento e eliminação, em que cada uma pode ser realizada por diferentes processos, cada processo pode ser realizado recorrendo a diferentes técnicas e cada técnica a diferentes tecnologias.

No que diz respeito ao fluxo específico OAU, o Decreto-Lei nº 267/2009 cria um conjunto de normas que visam a implementação de circuitos de recolha selectiva, o seu correcto transporte, tratamento e valorização. Tal como ilustra a Figura 2.2, são vários os intervenientes no circuito de gestão dos OAU, passando pelo produtor e pelo operador de recolha e terminando na entidade que os valoriza, estando todos eles interligados entre si.



**Figura 2.2** Esquema do circuito de produção, recolha e valorização de óleos alimentares (APA, 2010).

Antes da entrada em vigor do Decreto-Lei nº 267/2009, a recolha de OAU proveniente do sector doméstico não passava de eventos pontuais promovidos pelas autarquias, empresas municipais e agências municipais de energia, através da sensibilização e instalação de óleões na via pública. A partir de 9 de Setembro de 2009, com a aprovação do regime específico dos OAU, os municípios passaram a ter um papel preponderante para a constituição de redes municipais de recolha selectiva. Na Tabela 2.1 estão representados os critérios para a disponibilização de pontos de recolha consoante o número de habitantes de cada município. Os municípios são responsáveis pela recolha dos OAU, desde que a sua produção diária não exceda 1100 litros por produtor.

Os operadores do sector da distribuição, responsáveis por grandes superfícies comerciais também contribuem para a constituição da rede de recolha selectiva municipal devendo, para o efeito, disponibilizar locais adequados para a colocação de pontos de recolha selectiva de OAU. No que diz respeito aos OAU provenientes do sector HORECA e do sector industrial, os seus produtores são responsáveis pelo encaminhamento destes resíduos para um operador de gestão de resíduos devidamente licenciado ou para o respectivo município, caso tenham celebrado um acordo voluntário para o devido efeito.

Os operadores de recolha são um interveniente fundamental no ciclo de vida dos OAU, uma vez que têm a seu cargo o encaminhamento destes resíduos para unidades de valorização licenciadas. O processo mais vulgarmente utilizado pelos recolhedores é a colocação de bidões em plástico, com tampa de rosca, de 50 litros nos potenciais locais de produção, nomeadamente, nas cozinhas dos restaurantes, escolas, lares e outros

locais com cantinas. Estas empresas fazem a recolha gratuita do recipiente cheio, com uma frequência pré-determinada ou através da marcação por telefone, e substituem por um vazio. Alguns operadores procedem a um tratamento prévio destes resíduos nas suas instalações, nomeadamente, processos de filtração, decantação, centrifugação. No portal APA encontra-se disponível o Sistema de Informação do Licenciamento de Operações de Gestão de Resíduos (SILORG), onde é possível aceder a uma listagem de empresas licenciadas para a gestão de OAU.

**Tabela 2.1** Metas a atingir relativamente ao número de pontos de recolha (DL 267/09).

<i>Por cada município</i>	<i>Até 31 de Dezembro 2011</i>	<i>Até 31 Dezembro 2015</i>
>300 000 hab	40	80
>150 000 hab	30	60
>50 000 hab	20	30
>25 000 hab	10	15
<25 000 hab	8	12

A valorização de OAU esta está associada a diversos processos e inclui, não só, a valorização material, nomeadamente, a produção de sabão e de biodiesel, mas também a valorização energética, como a produção de biogás e a incineração (com recuperação de energia). Estes processos serão abordados na secção seguinte.

## **2.5 Processos de valorização**

À semelhança de outros resíduos passíveis de valorização, os OAU não devem ser encarados como um ‘desperdício’ de que é necessário se desfazer. Devem sim, ser considerados como um recurso, dado que constituem matéria-prima que pode ser utilizada, por exemplo., em empresas de saponificação, ou utilizada como fonte de energia, na qual está incluída a produção de biodiesel e a produção de biogás ou a incineração com recuperação de energia.

A produção de biodiesel e de sabão são os dois processos de valorização de OAU com maior representatividade a nível nacional, sendo realizados em pequena escala. Nesta secção será dado maior destaque a estes processos.

---

## 2.5.1 Produção de sabão

A produção de sabão constitui uma das sínteses mais antigas do mundo. As vendas de sabão em barra comprovam que este é o produto mais lucrativo do mercado do sabão (sabão em barra e sabão líquido). Em Portugal, o mercado do sabão gerou uma receita total, no ano de 2008, de 23,19 milhões de euros, atingindo uma produção de 27,5 milhões de quilogramas nesse ano. Verificou-se, no entanto, que entre o período de 2004-2008 houve um decréscimo da produção, estando ainda previsto que, em 2013 haja uma redução para 21,4 milhões de quilogramas, o que representa um decréscimo de 16,7% relativamente a 2008 (Datamonitor, 2009).

### 2.5.1.1 Gorduras como matéria-prima

As propriedades do sabão dependem não só das condições de produção, mas também das propriedades das matérias-primas. As gorduras animais e vegetais são utilizadas em grandes quantidades como matéria-prima na produção de sabão. Usualmente, utiliza-se como matéria-prima gordura animal, sendo o sebo a mais comumente utilizada, e gorduras vegetais, sendo que as gorduras líquidas designam-se frequentemente por óleos, como por exemplo, óleo de coco, óleo de palma, óleo de palmiste, entre outras.

Quimicamente as gorduras, tanto animais como as vegetais, são ésteres carboxílicos derivados de um único álcool, o glicerol, e são conhecidas por glicerídeos. Elas são formadas, mais concretamente, por cerca de 95% de triglicerídeos (TG) e ainda entre 0,1 e 2% de diglicerídeos (DG) e de monoglicerídeos (MG). Os tri-, di- e monoglicerídeos são constituídos por uma molécula de glicerol à qual estão ligadas três, duas ou uma molécula de ácidos gordos, respectivamente. Existem ácidos gordos que não se encontram ligados às moléculas de glicerol, que se chamam ácidos gordos livres, e podem representar entre 0,3 e 0,2% da composição dos óleos, ou mesmo mais, quando se trata de OAU, como pode ver mais adiante, ainda neste capítulo.

Os ácidos gordos, que ocorrem naturalmente na natureza, podem ser classificados como saturados e insaturados (vide Tabela 2.2). A distinção das gorduras, com base no seu grau de saturação ou insaturação e no tamanho das moléculas dos ácidos gordos que as constituem, permite, de uma forma bastante simples, a sua classificação (Morrison e Boyd, 1996).

O sabão comum é simplesmente uma mistura de sais alcalinos de ácidos gordos, sendo produzido através de reacções de saponificação de triglicerídeos e de neutralização de ácidos gordos. Os ácidos gordos, por sua vez, podem ser de origem animal ou vegetal e

---

a sua escolha é motivada pelas suas características químicas, custo e disponibilidade de mercado (Morrison e Boyd, 1996).

**Tabela 2.2** Classificação dos alguns ácidos gordos (Carrapato, 2010).

<i>Ácidos gordos saturados</i>	<i>Ácidos gordos insaturados</i>
Grupo do ácido láurico (C <sub>12</sub> H <sub>24</sub> O <sub>2</sub> )	Grupo do ácido oleico (C <sub>18</sub> H <sub>34</sub> O <sub>2</sub> )
Grupo do ácido palmítico (C <sub>16</sub> H <sub>32</sub> O <sub>2</sub> )	Grupo do ácido linoleico (C <sub>18</sub> H <sub>32</sub> O <sub>2</sub> )
Grupo de ácido esteárico (C <sub>18</sub> H <sub>36</sub> O <sub>2</sub> )	Grupo do ácido linolénico (C <sub>18</sub> H <sub>30</sub> O <sub>2</sub> )

Os óleos e gorduras saturadas (p. ex. óleo de coco, óleo de palma), que possuem um elevado teor de ácido láurico, palmítico ou esteárico, e a gordura animal, são pouco fluídos, encontrando-se normalmente no estado sólido à temperatura ambiente, e consequentemente apresentam um ponto de fusão mais alto, sendo esta uma das características fundamentais na escolha de matérias-primas para a produção de sabão (Carrapato, 2010).

Grande parte da produção de sabão mundial é feita a partir de cerca de 75 a 85% de gordura animal e 15 a 25% de óleo de coco (Kuntom e Hamirin, 1998). Este último é constituído por cerca de 90% de gorduras saturadas, ou seja, contém 86,5% de ácidos gordos saturados (Jungermann e Hassapis, 1988). Uma grande percentagem dos ácidos gordos saturados deve-se ao elevado teor de ácido láurico (44 a 51%). No entanto, o aparecimento de novas matérias-primas, nomeadamente o óleo de palma, que se distingue dos outros óleos pelo elevado teor de ácido palmítico, tem provocado a substituição da gordura animal.

Tendo como objectivo poupar matérias-primas virgens, com implicações óbvias a nível ambiental e económico, tem sido considerada uma opção desejável, a incorporação de resíduos de gorduras alimentares como matéria-prima auxiliar na indústria de sabões. Porém, a sua incorporação é feita em pequenas quantidades, uma vez que o OAU apresenta uma grande quantidade de ácidos gordos insaturados (vide Tabela 2.3), em comparação com óleo de palma ou a gordura animal, encontrando-se por esse motivo no estado líquido à temperatura ambiente.

Após a utilização de óleos e gorduras na confecção de alimentos surgem, não intencionalmente, uma série de compostos que podem alterar as suas características. Durante a fritura dos alimentos, os óleos vegetais, além de receberem calor, sofrem um

processo de degradação e são modificados por matérias externas, de onde se destacam restos de alimentos, que alteram as suas características originais.

**Tabela 2.3** *Composição em ácidos gordos de duas amostras de OAU (Carrapato, 2010).*

Ácidos Gordos	% de Ácidos Gordos	
	Amostra 1	Amostra 2
Mirístico (C14:0)	n.d.	0,22
Palmítico (C16:0)	13,65	14,72
Palmitoleico (C16:1)	0,14	0,15
Esteárico (C18:0)	4,24	4,51
Oleico (C18:1)	31,15	33,89
Linoleico (C18:2)	46,33	42,57
Linolénico (C18:3)	1,05	1,71
Araquídico (C20:0)	0,36	0,35
Eicosenóico (C20:1)	0,20	0,17
Behénico (C22:0)	0,57	0,46
Nervónico (C24:0)	0,20	n.d.
Total de Ácidos Gordos Saturados	19,02	20,26
Total de Ácidos Gordos Insaturados	78,87	78,49

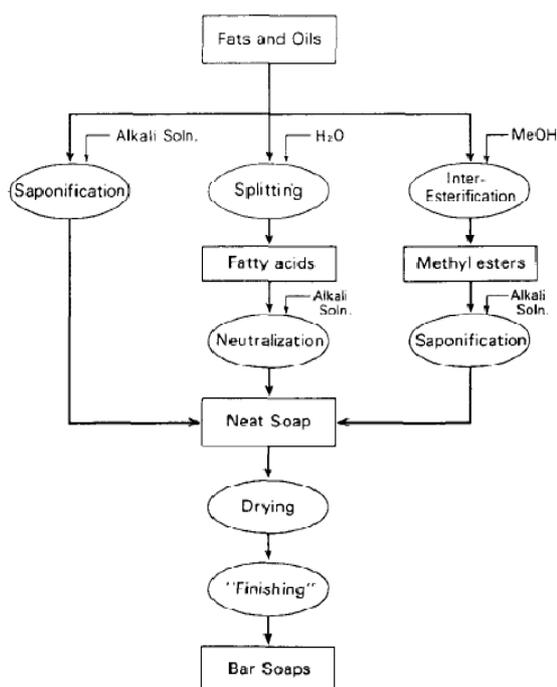
As principais alterações físicas são: (i) aumento da viscosidade, (ii) aumento do calor específico, (iii) alteração da tensão superficial, (iv) mudança de cor e (v) aumento da tendência para formar espuma (Kulkarni e Dalai, 2008). Durante o processo de fritura ocorrem, essencialmente, três tipos de reacções: (i) térmicas, (ii) oxidativas e (iii) hidrolíticas. Quando o aquecimento é demasiado intenso, acima dos 250°C, o óleo começa a queimar, apresentando fuligem e cinzas em suspensão que lhe conferem uma cor escura (Felizardo et al., 2006).

Apesar do OAU apresentar características distintas das do óleo original, análises efectuadas a óleos alimentares residuais revelaram que estas diferenças não são muito significativas e que, na maior parte dos casos, uma filtração, para remover as partículas

sólidas, e uma decantação, são suficientes, obtendo uma matéria-prima que pode ser utilizada no processo de produção do sabão, que consiste na fracção mais densa dos resíduos de óleos alimentares, as pastas de OAU (Quercus, 2003). Até 2007, as principais desvantagens da utilização de resíduos de óleos alimentares como matéria-prima na indústria do sabão, residiam na inexistência de um adequado sistema de recolha e da forte dependência de práticas adequadas de reciclagem (Martines, 2007)

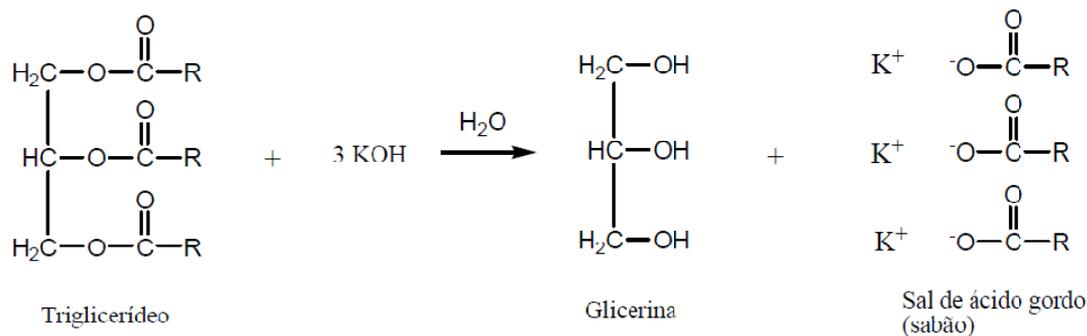
### 2.5.1.2 Reacções de saponificação e neutralização

A produção de sabão pode ser feita a partir da saponificação directa de triglicerídeos da neutralização de ácidos gordos e da saponificação de ácidos gordos de ésteres metílicos (ver Figura 2.3). Os dois primeiros processos são os mais utilizados à escala industrial, representando cerca de 95% da produção de sabão em todo o mundo, procedendo-se de seguida à descrição de ambos (Ogoshi e Miyawaki, 1985).



**Figura 2.3** Processo de fabrico de sabão a partir de óleos e gorduras (virgens ou residuais) (Ogoshi e Miyawaki, 1985).

De uma forma geral, a reacção de saponificação é a hidrólise dos triglicerídeos em meio alcalino (vide Figura 2.4) As bases comumente utilizadas são: o hidróxido de potássio (KOH) e o hidróxido de sódio (NaOH). A reacção de saponificação é irreversível, de modo que o excesso de NaOH (ou KOH) pode hidrolisar por completo os triglicerídeos.



**Figura 2.4** Reacção de saponificação dos triglicerídeos. (Felizardo, 2003).

O processo de neutralização de ácidos gordos, obtidos a partir da divisão hidrolítica dos triglicerídeos, é uma outra forma de produzir sabão, uma vez que soluções aquosas de hidróxido de sódio convertem, completamente, os ácidos gordos nos respectivos sais.

O processo de produção de sabão considera, numa primeira fase, as reacções sucessivas de saponificação e neutralização, em meio alcalino (NaOH ou KOH), na presença de uma mistura de óleos virgens e ácidos gordos. Numa segunda fase, ocorre o processo de “*salting out*”, ou seja, é adicionado NaCl à mistura anterior para se conseguir fazer precipitar o sabão (sais de ácidos carboxílicos). (Felizardo, 2003; INETI, 2001; Ogoshi e Miyawaki, 1985; Zah e Hischer, 2007).

### 2.5.1.3 Síntese à escala laboratorial

A produção de sabão a partir exclusivamente de OAU já foi alvo de estudo. Wang et al. (2009) conduziram diversas reacções de saponificação à escala laboratorial, tendo como objectivo a determinação das condições óptimas para a sua ocorrência, nomeadamente, o tempo e a temperatura da reacção e a concentração de hidróxido de sódio. Este estudo consistiu na adição, por fases, de uma solução aquosa de NaOH (30%, 60ml) a 50 g de OAU. Numa primeira fase, foi adicionado  $\frac{1}{4}$  da solução aquosa de NaOH, passadas 2h de agitação a quantidade restante da solução foi adicionada. De seguida, procedeu-se à adição de NaCl de modo a fazer precipitar os sais de ácidos carboxílicos. Os resultados experimentais mostraram que a razão mássica NaOH:OAU influenciava, em grande parte, o rendimento da reacção de saponificação. O NaOH desempenha duas funções na saponificação: em primeiro lugar desempenham uma função de catalisador, em segundo, reagem com os ácidos gordos livres, sendo possível completar a reacção. Também foram investigados vários períodos de reacção (5, 6 ou 7h) na produção de sabão, contudo resultados demonstraram que o tempo ideal de reacção era de 4h. Períodos de reacção mais longos provocavam a evaporação total da água, um aumento da produção de

glicerol e conseqüentemente uma diminuição do rendimento da reacção saponificação. No que diz respeito à temperatura da reacção, verificou-se que o rendimento da reacção aumentava proporcionalmente com o aumento da temperatura até aos 100°C, que foi considerada a temperatura óptima.

## **2.5.2 Produção de biodiesel**

O biodiesel é um biocombustível que tem vindo a ser reconhecido e investigado desde o início do século passado, principalmente na Europa, na tentativa de substituição do gasóleo.

Em Portugal, o biodiesel tem vindo a assumir um lugar importante no desenvolvimento de políticas energéticas, não só por imposições comunitárias, mas porque traz vantagens do ponto de vista ambiental e apresenta melhor relação preço-eficácia (INETI, 2001).

Uma vez que, em Portugal, o sector dos transportes representa um terço do consumo final de energia, o biodiesel tem a ambição de substituir os combustíveis fósseis actualmente consumidos neste sector, provocando assim uma redução da dependência externa de petróleo (INE, 2010). De acordo com a Direcção Geral de Energia e Geologia (DGEG), em 2009, foram consumidas cerca de 3 766 tep (toneladas equivalentes de petróleo) de biodiesel puro e 221 141 tep de biodiesel incorporado no gasóleo, no transporte rodoviário (INE, 2010).

### *2.5.2.1 Gorduras como matéria-prima*

Todas as substâncias que contenham triglicerídeos na sua composição podem, por princípio, ser usadas na produção de biodiesel. O biodiesel é definido, de acordo com a Directiva 2003/30/CE de 8 de Maio, como éster metílico ou etílico, obtido a partir de matérias-primas naturais e de fontes renováveis, como óleos vegetais (óleo de palma, soja, babaçu, amendoim, sementes de girassol, mamona, colza, pinhão, canola, algodão, entre outros), gorduras animais (sebo de gordura animal, óleos de peixe, banha de porco, entre outros) ou residuais, como por exemplo. os resíduos de óleos alimentares.

Os óleos produzidos pelas microalgas são também uma matéria-prima possível para a produção de biodiesel, encontrando-se esta tecnologia em expansão em países como a Holanda, Canadá, Áustria. Em Portugal, foi assinado, em 2008, um contrato de consórcio entre a Galp, o LNEG e a Algafuel, tendo em vista o lançamento de um projecto-piloto de produção de biocombustíveis através de microalgas em Sines (Pereira, 2008).

---

Segundo Araujo et al. (2010), os resíduos de óleos e gorduras alimentares são considerados actualmente uma matéria-prima apetecível para a produção de biodiesel a nível industrial, uma vez que reduzem para metade o seu custo de produção. Tal como já foi dito anteriormente, estes resíduos podem ser recolhidos a partir das unidades de restauração e hotelaria, de cantinas e de indústrias responsáveis pelo processamento de fritos. Estas matérias-primas, após a respectiva recolha, e antes de entrarem no processo produtivo, são sujeitas a uma análise de caracterização.

#### 2.5.2.2 *Pré-tratamento dos OAU*

Face às alterações sofridas pelos óleos alimentares durante o seu uso, já apresentadas na subsecção 2.5.1.1, revela-se conveniente uma caracterização prévia desses óleos, com o intuito de conhecer a dimensão dessas alterações, uma vez que a qualidade do produto obtido está intimamente relacionada com as propriedades desta matéria-prima.

Ao contrário da produção de sabão, como alternativa de valorização de OAU, na produção de biodiesel é necessário ter em conta estes aspectos, permitindo assim a existência de um pré-tratamento mais oneroso, caso o grau de degradação do OAU constitua uma limitação para este tipo de utilização.

A avaliação do grau de degradação dos OAU é geralmente feita através dos seguintes parâmetros: o valor ácido, que mede o teor de ácidos gordos livres, e a viscosidade (Kulkarni e Dalai, 2008). Normalmente, o nível de ácidos gordos livres presente nos OAU é superior a 2 mg KOH/g (Watanabe et al., 2001). Assim sendo, diversos estudos recomendam a realização de um pré-tratamento, para reduzir o teor de ácidos gordos livres. Por exemplo, de acordo com Felizardo *et al.* (2006), pode-se recorrer a uma neutralização alcalina, utilizando excesso catalisador básico (p. ex., NaOH, KOH), sendo posteriormente necessário proceder à lavagem do biodiesel de forma a eliminar os sabões que se formam durante a reacção, bem como restos de catalisador. Por outro lado, Naik *et al.* (2008) recomendam a realização de um pré-tratamento que consiste numa reacção de esterificação, na presença de um catalisador homogéneo ácido (p. ex. ácido sulfúrico, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Segundo Zhang *et al.* (2003), esta neutralização ácida pode reduzir o teor de ácidos gordos livres até 0,5 mg KOH/g. De acordo com Naik *et al.* (2008), esta reacção deve decorrer a 65°C, com uma razão mássica de catalisador (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) de 0,5% e uma razão molar metanol:OAU de 6:1. A mistura reaccional resultante deve ser desidratada de forma a eliminar a água que se formou, para evitar a hidrólise dos triglicérideos que serão processados na etapa seguinte – transesterificação.

---

### 2.5.2.3 Reacção de transesterificação

De uma forma geral, o processo global de produção de biodiesel resume-se a uma reacção de transesterificação, onde o óleo vegetal (usado ou virgem) reage com um álcool, habitualmente metanol, na presença de um catalisador para produzir glicerol e ésteres alquílicos (biodiesel) (ver p. ex. Zhang *et al.* (2003) e Dermibas *et al.* (2009)). Por outras palavras, quando um triglicerídeo reage com um álcool, as três moléculas de ácidos gordos, que o constituem, separam-se da molécula de glicerol e vão-se ligar ao álcool para formar ésteres monoalquílicos de ácidos gordos (FAME – *Fatty Acid Methyl Ester* ou FAEE – *Fatty Acid Ethyl Ester*) e glicerol (ver Figura 2.5).

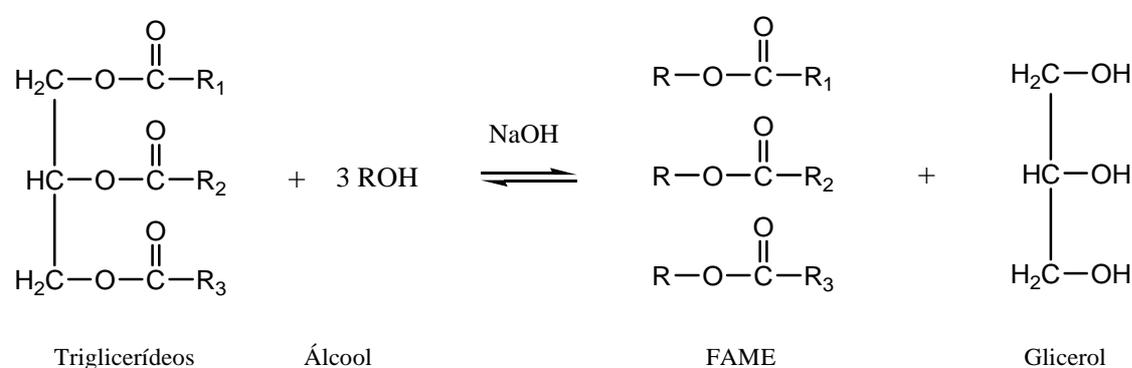


Figura 2.5 Reacção de transesterificação usada na produção de biodiesel.

A reacção de transesterificação é reversível, sendo necessário criar condições para deslocar o seu equilíbrio no sentido directo, no sentido de aumentar o rendimento de produção de biodiesel. Para o devido efeito, um dos reagentes deverá encontrar-se em excesso para que se assista à conversão de forma rápida. É possível verificar se a reacção de transesterificação não foi completa através da presença de mono, di e/ou triglicerídeos na mistura final. Em suma, é necessário ter em conta diversos factores que afectam, não só a extensão da reacção, como a qualidade do produto final.

Um dos factores a ter em conta é o álcool que é empregue na reacção, principalmente no que diz respeito ao tipo (tamanho da cadeia) e quantidade utilizados. Devido ao seu baixo custo e elevada reactividade, o metanol é o álcool vulgarmente utilizado na produção de biodiesel a nível industrial, permitindo menores tempos de reacção para atingir determinado teor de ésteres. Outro factor importante consiste na melhor qualidade do produto final, quando se utiliza o metanol. Este facto deve-se sobretudo à maior facilidade na separação de fases (glicerol e FAME). De modo a deslocar o equilíbrio no sentido

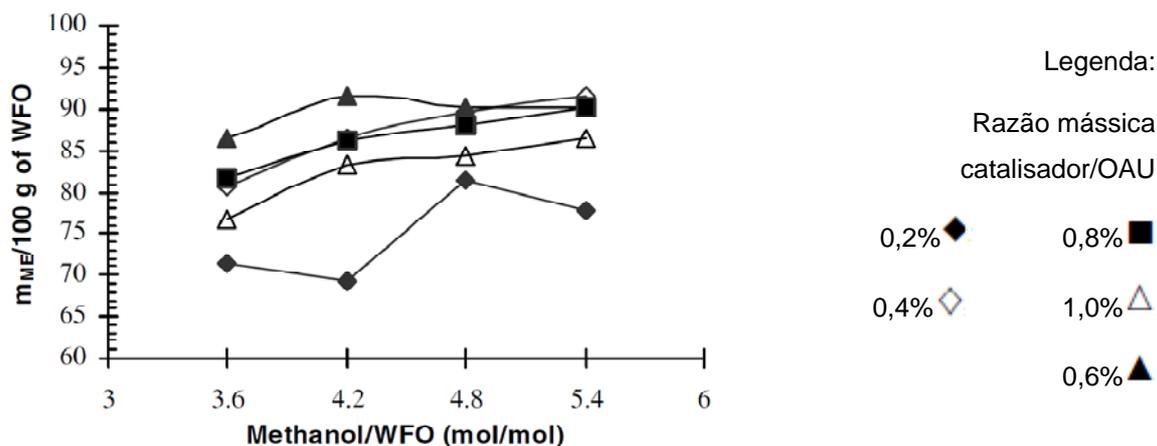
---

directo é utilizado excesso de álcool, ou seja, são utilizadas razões molares álcool:OAU superiores à estequiometria da reacção (Zhang et al., 2003).

Com o objectivo de melhorar os rendimentos da reacção de transesterificação, a razão molar álcool:OAU tem sido alvo de diversas experiências a nível laboratorial, de forma a determinar um valor óptimo que seja eficaz na produção à escala industrial (Amorim, 2009; Felizardo *et al.*, 2006; Tomasevic e Siler-Marinkovic, 2003; Zhang *et al.*, 2003)

Estudos demonstram que a razão molar álcool:óleo varia de acordo com as condições de operação, nomeadamente, a temperatura, o tipo de óleo usado e a natureza do catalisador. Tomasevic et al. (2003), obtiveram ésteres metílicos após 30 min, com um elevado nível de pureza, utilizando apenas uma razão molar de 6:1 (metanol:OAU), por meio de catálise alcalina (1% de hidróxido de sódio) a uma temperatura de 25°C. Os mesmos autores referem ainda que a razão álcool:óleo também é influenciada pelo tipo de óleo estudado (virgem ou usado), sendo que o OAU é o que necessita de maior quantidade de álcool, uma vez que, se apresenta como uma matéria-prima com maior viscosidade, em comparação ao óleo virgem.

Felizardo et al. (2006) também realizaram uma série de experiências, no sentido de estudar a influência dos parâmetros acima mencionados. A amostra de OAU apresentava um valor de ácido de 0,42 mg KOH/g. Pela Figura 2.6 pode-se verificar, perante uma razão mássica constante de catalisador:OAU, o rendimento da reacção aumenta proporcionalmente com o excesso de metanol. Foi ainda observado que o aumento de metanol facilita a separação das fases (biodiesel/glicerol). Em contrapartida, neste caso, a utilização de razões molares superiores a 4,2 não se apresenta como uma solução vantajosa, no que diz respeito ao rendimento de ésteres metílicos. Ainda assim, Felizardo et al. (2006) recomendam a utilização de razões molares superiores a 4,2 (mol/mol), uma vez que, o rendimento da reacção é muito sensível à variação da concentração de catalisador.



**Figura 2.6** Influência da razão molar metanol:OAU no rendimento da reacção de produção de biodiesel (Felizardo et al., 2006).

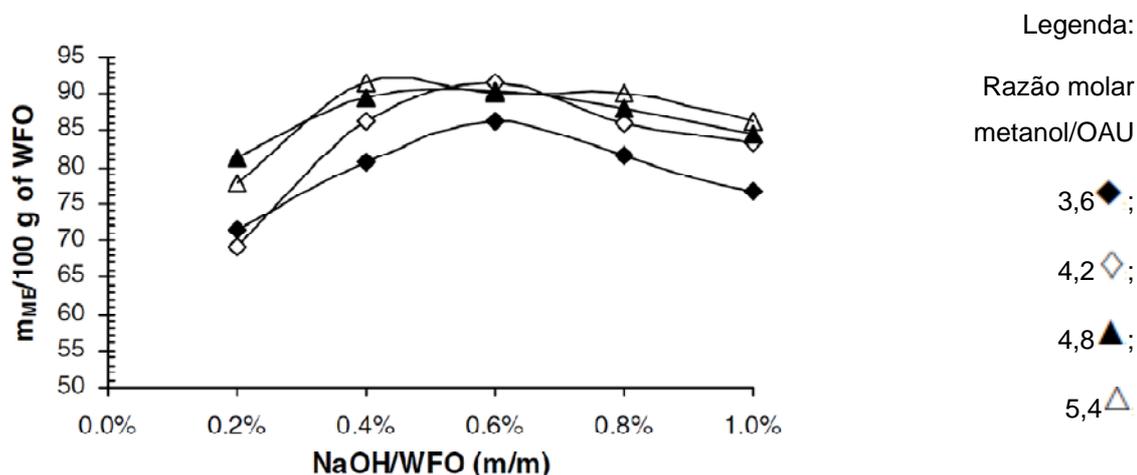
À escala industrial, o uso de metanol em excesso não constitui um problema, uma vez que existe a possibilidade deste ser recuperado. Assim sendo, são normalmente utilizadas razões molares que rondam os 6,0 (mol/mol). Contudo, o aumento do consumo de metanol, aumenta, inevitavelmente, os seus custos de recuperação (Zhang et al., 2003).

Outra variável a ter em conta é o tipo de catalisador utilizado na reacção de transesterificação. Os diversos tipos de catalisadores já estudados podem agrupar-se em três grandes famílias: homogéneos, heterogéneos e enzimáticos. As catálises heterogénea e enzimática encontram-se em fase de investigação, tendo sido realizadas sínteses apenas à escala laboratorial. No que diz respeito à catálise homogénea, esta pode ocorrer por via ácida ou por via alcalina. A maior parte das indústrias de biodiesel utilizam a catálise homogénea alcalina, pelo que será tratada com maior detalhe neste trabalho.

A utilização de catalisadores alcalinos (p. ex. hidróxido de sódio ou hidróxido de potássio), em reacções de transesterificação, é uma prática bastante comum, tendo sido investigada por diversos autores (Amorim, 2009; Bautista *et al.*, 2009; Cetinkaya e Karaosmanoglu, 2004). Este tipo de catálise apresenta diversas vantagens, já que atinge elevadas conversões em menores tempos de reacção. Contudo, não descurando as vantagens dos catalisadores alcalinos, importa referir um dos seus maiores problemas: possibilidade de formação de emulsões, devido à neutralização dos ácidos gordos livres, i.e., a saponificação. A ocorrência desta reacção poderá acarretar diversos problemas, tais como, o consumo de uma parte do catalisador, a diminuição da capacidade de conversão dos triglicéridos em ésteres, e ainda dificuldades nas etapas de

separação e purificação do biodiesel (Bautista et al., 2009; (Cetinkaya eKaraosmanoglu, 2004)).

Além da escolha do tipo de catalisador, também é necessário ter em conta a razão mássica catalisador:óleo utilizada no processo de produção de biodiesel. Não só porque influencia o rendimento da reacção, mas também porque determina a ocorrência de emulsões, que acarreta diversos problemas, já supra citados. Vários autores verificaram que a razão mássica de catalisador influencia o teor em ésteres do biodiesel. Por exemplo, Tomasevic et al. (2003) estudaram o efeito das seguintes razões de KOH: 0,5%; 1,0% e 1,5, e concluíram que uma razão mássica de 1% seria a opção mais viável. Também Felizardo et al. (2006) dedicaram-se ao estudo desta temática, utilizando o NaOH como catalisador, tendo verificado (ver Figura 2.7) que o rendimento da reacção de produção de biodiesel é máximo quando a razão mássica NaOH:OAU se encontra entre 0,4% e 0,8%.



**Figura 2.7** Influência da razão mássica catalisador:OAU no rendimento da reacção de produção de biodiesel (Felizardo et al., 2006).

No estudo de Felizardo et al. (2006) foi ainda observado que a concentração do catalisador apresenta menor influência, quando a razão molar metanol:OAU é superior a 4,8 (mol/mol). Deste modo, é possível reduzir o consumo de NaOH, sem que o teor em ésteres do biodiesel seja afectado.

Estudos efectuados em grande escala comprovam que os valores acima descritos são de facto viáveis na produção de biodiesel a nível industrial, tendo-se chegado à conclusão que uma razão mássica catalisador alcalino:OAU próxima da unidade é suficiente para alcançar conversões bastante elevadas (Zhang et al., 2003).

Após ter sido atingida a conversão máxima possível de ésteres, a etapa seguinte consiste na separação das duas fases que se formam: o biodiesel e o glicerol. Estes dois produtos têm densidades diferentes, pelo que a fase mais densa, o glicerol, pode ser separado por gravidade da fase menos densa, o biodiesel, num decantador. Contudo, nem sempre ocorrem duas fases fáceis de separar, uma vez que, em certos casos, poderá ocorrer a solidificação do glicerol. A nível industrial esta situação poderá ser problemática, já que poderá ser necessário o investimento em bombas para fluidos viscosos ou em aquecimento para diminuir a viscosidade do glicerol (Felizardo, 2003). É neste aspecto que, a utilização de um baixo excesso de metanol e altas concentrações de catalisador pode tornar a separação complicada devido às dificuldades de escoamento do glicerol.

#### 2.5.2.4 *Purificação do biodiesel*

Difícilmente qualquer reacção química, incluindo a transesterificação, consegue ser completa e por isso os produtos da reacção pretendidos (os ésteres) encontram-se contaminados com outros compostos. Estes, por sua vez, podem ser mono, di e triglicerídeos que não reagiram, metanol, catalisador, sabão e glicerol. Por esta razão, após a transesterificação é necessário a existência de uma fase de purificação.

A qualidade do biodiesel é regulada através da norma EN 14214 (2003). A norma impõe limites para diversos parâmetros físicos e químicos e define quais as normas de ensaio a serem utilizadas para a avaliação destes parâmetros.

De acordo com a EN 14214 (2003), os ésteres têm de representar pelo menos 96,5% do produto final. É assim necessário utilizar um conjunto de processos químicos e físicos de purificação do produto. Apesar destes processos poderem ser diversos, um dos mais simples e vulgares a nível industrial é a lavagem dos ésteres com água para remover vestígios de catalisador, de sabão e de glicerol livre e conjugado. Por norma, este processo requer entre 2 a 4 lavagens, resultando na perda de algum biodiesel para a água. Ainda de acordo com a EN 14214 (2003), apenas poderá estar presente no biodiesel 0,05% de água. O biodiesel é, deste modo, ainda sujeito a um processo de secagem, antes de ser armazenado. Em alguns sistemas, procede-se também à destilação do biodiesel com vista à obtenção de um produto de maior pureza. A água que é utilizada nas lavagens não poderá ser descarregada na rede de esgotos sem tratamento prévio; na maioria dos casos, é necessário a construção de uma ETAR ou o envio desta água residual para uma ETAR com a capacidade de a tratar.

---

Com o crescimento do mercado do biodiesel, tem-se verificado um incremento do número de soluções para a sua purificação. As soluções mais utilizadas, como alternativa às lavagens com água, são o Magnesol (silicato de magnésio) e as colunas de resinas de permuta iónica (Purolite PD206 e Amberlite BD10DRY) (ver p. ex. Rei (2007) e Carrapato (2010)). O silicato de magnésio tem a capacidade de purificar o biodiesel absorvendo os contaminantes nele existentes permitindo, assim, obter um biodiesel limpo sem recorrer a lavagens e destilações (Carrapato, 2010). Porém, esta alternativa apresenta o inconveniente de ter partículas muito finas, na ordem dos 5 nm, sendo a sua separação normalmente de grande complexidade e comportando elevados custos (Rei, 2007). Uma outra alternativa, bastante semelhante, é a utilização de resinas, que têm a capacidade de absorver metanol, água e glicerol, substituindo dois dos equipamentos do procedimento tradicional, a torre de lavagem e a centrífuga, acarretando vantagens a nível económico, não só na aquisição de equipamentos, mas também no tratamento de efluentes (Carrapato, 2010).

#### 2.5.2.5 *O co-produto glicerol*

Como foi referido anteriormente, após a reacção de transesterificação existem dois produtos principais: glicerol bruto e ésteres de ácidos gordos (biodiesel). Teoricamente, cada 100L de biodiesel produzido originam 10L de glicerol bruto. Este último co-produto contém aproximadamente 50-60% de glicerol e 20-25% de metanol, sendo a restante parte uma mistura de triglicérideos que não reagiram, catalisador e sabão (Singhabhandhu e Tezuka, 2010). Uma das opções para o escoamento deste co-produto, tal qual é recuperado do processo de produção de biodiesel, é a queima directa, uma vez que apresenta grandes quantidades de metanol (Rei, 2007).

Uma outra alternativa é submeter o glicerol a um processo de neutralização ácida, provocando uma separação de fases, que permite a sua recuperação, obtendo-se assim um glicerol com 80-88% de pureza (Singhabhandhu e Tezuka, 2010). Por outras palavras, esta neutralização ácida consiste na adição de um ácido forte (HCl ou H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), para que todo o sabão presente no glicerol seja convertido em ácidos gordos e se separe do glicerol (Rei, 2007).

Caso não exista mercado para o glicerol neutralizado, ou não seja economicamente atractiva a sua venda, pode ser necessário recorrer a um processo de refinação para atingir níveis de pureza mais elevados, com vista à sua aplicação noutros mercados, como são o caso das indústrias farmacêutica e cosmética. O grau de pureza exigido por este tipo de mercados poderá ser de 99%, e é geralmente alcançado através de um

processo de destilação, seguido de um tratamento em carvão activado. No entanto, em alguns casos é possível atingir o grau de pureza satisfatório utilizando resinas de permuta iónica (catiónicas e aniónicas) (Carrapato, 2010).

### **2.5.3 Produção de biogás**

Um outro processo de valorização dos OAU consiste na sua aplicação, juntamente com outro tipo de matéria orgânica biodegradável, em unidades de digestão anaeróbia, i.e., em processos de co-digestão anaeróbia. Em Portugal, a implementação deste tipo de processo ao tratamento de resíduos está a ganhar maior expressão.

De acordo com (Rodrigues e Faria, 2002), a digestão anaeróbia é um processo de fermentação no qual a matéria orgânica (biomassa e/ou fracção biodegradável de resíduos), é degradada na ausência de oxigénio, por acção combinada de uma grande variedade de bactérias. Numa primeira etapa, a matéria orgânica, proveniente de diversas fontes, é hidrolisada através da acção de enzimas extracelulares, dando origem a uma matéria orgânica simples (glicose). Por sua vez, a glicose vai sofrer uma acidogénese através de bactérias produtoras de ácidos, originando ácidos orgânicos simples (fórmico, acético), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), hidrogénio ( $\text{H}_2$ ) e outros ácidos orgânicos (propiónico, butírico, isobutírico). Segue-se finalmente a metanogénese, onde estes ácidos, bem como o  $\text{CO}_2$  e o metano ( $\text{CH}_4$ ), são atacados por bactérias metanogénicas (produtoras de  $\text{CH}_4$ ), originando os produtos finais do biogás: o  $\text{CH}_4$  e o  $\text{CO}_2$ .

Este tipo de tratamento, por via anaeróbia, tem sido utilizado, nas últimas décadas, em diversos sectores de tratamento de resíduos, tais como: (i) o tratamento de lamas de ETAR; (ii) o tratamento de efluentes industriais; (iii) o tratamento de estrume proveniente de explorações animais (iv) e mais recentemente, surgiram unidades de Tratamento Mecânico Biológico (TMB), com digestão anaeróbia, para o tratamento da fracção orgânica de RU e Resíduos Industriais Banais (RIB), cujo objectivo principal é reduzir a quantidade de resíduos que têm como destino principal a eliminação quer por incineração sem recuperação de energia que por deposição em aterro. Em unidades de TMB, o processo de digestão anaeróbia acontece em sistemas fechados e condições controladas, onde ocorre a degradação rápida e eficiente de resíduos orgânicos, provenientes de diversas origens. A matéria resultante deste processo pode ser separada numa fracção gasosa, líquida e outra sólida, sendo que esta última constitui um produto digerido, que depois de estabilizar por via aeróbia e caso cumpra os requisitos necessários, poderá ser utilizado como condicionador de solos. O efluente líquido poderá

---

---

ter três destinos diferentes: (i) ser recirculado para o digestor, e misturado com os novos resíduos, (ii) ser aplicado no solo como fertilizante, ou (iii) ser encaminhado para uma ETAR (Energia, 2001). Devido à sua composição o biogás produzido, apresenta um potencial energético que permite a sua utilização em diversas aplicações, sendo a opção mais interessante a sua queima num motor de co-geração e a electricidade produzida num alternador, sendo injectada na rede através de um transformador de elevação. A energia eléctrica poderá ser exportada para a rede de distribuição com uma tarifa de energia renovável e a térmica poderá servir para aquecer o digestor, havendo calor suficiente para a manutenção do processo anaeróbio, podendo, no entanto, ainda ser vendida a quem necessite de calor (indústrias, habitações, entre outros).

Importa ainda referir que, a qualidade do biogás obtido, tal como a qualidade do composto, depende das características dos resíduos presentes no processo de digestão, visto que cada tipo de resíduo orgânico apresenta potenciais diferentes. A optimização do processo poderá passar pela mistura de vários resíduos biodegradáveis de forma a atingir o equilíbrio adequado a retirar a máxima potencialidade da solução (IEA, 2006). Ao combinar diferentes tipos de resíduos, tais como, os RU e RIB biodegradáveis, de onde se destacam os resíduos provenientes da indústria agro-alimentar e indústria agro-pecuária, é possível atingir rendimentos mais elevados de biogás, uma vez que os RIB degradam-se mais facilmente e podem atingir uma conversão em CH<sub>4</sub> que varia entre os 30 e os 500 m<sup>3</sup> por tonelada de resíduos. Segundo Irini *et al.* (2003), o estrume também é um excelente substrato para a co-digestão de resíduos orgânicos que poderiam ser difíceis de tratar isoladamente, uma vez que é constituído por uma grande variedade de nutrientes, necessários para o crescimento da actividade bacteriana, e apresenta uma elevada percentagem de humidade que poderá ser útil na presença de resíduos com baixo teor de água. Neste tipo de tratamento biológico, a adição controlada de resíduos facilmente degradáveis, além de aumentar a produção de biogás, ajuda a estabilizar o processo de digestão anaeróbia. A Tabela 2.4 mostra precisamente a composição da matéria orgânica, presente em diferentes tipos de resíduos, que ao ser degradada, pela acção de microorganismos, dá origem a diferentes quantidades de metano.

**Tabela 2.4** *Composição de matéria orgânica presente em diferentes tipos de resíduos e respectiva produção de metano (Adaptado: Angelidaki et al.(2003)).*

<i>Resíduos biodegradáveis</i>	<i>Composição da matéria-orgânica</i>	<i>Matéria-orgânica (%)</i>	<i>Produção de metano (m<sup>3</sup>/ton)</i>
Lamas	Hidratos de carbono, lípidos, proteínas	3-4	17-22
Lamas desidratadas	65% proteínas, 30-35% lípidos	13-18	80-130
Óleo de peixe	30-50% lípidos e outros tipos de matéria-orgânica	80-85	450-600
RU	Hidratos de carbono, proteínas e lípidos	20-30	150-240
Marmelada	90% açúcar	50	300
Óleo de soja/margarina	90% óleo vegetal	90	800-1000
Álcool etílico	40% álcool	40	240
Soro do leite	75-80% lactose e 20-25% proteínas	7-10	40-55

Os resíduos de óleos e gorduras, de origem animal ou vegetal, são constituídos por matéria orgânica com alto teor lipídico, e são frequentemente encontrados tanto em resíduos de origem doméstica, como em efluentes industriais, provenientes, por exemplo, de matadouros, da indústria de laticínios ou de refinarias de gordura. Por sua vez, os lípidos que constituem este tipo de resíduos, são essencialmente moléculas de triglicerídeos e ácidos gordos. Como se pode verificar na Tabela 2.4, os resíduos de óleos e gorduras, neste caso de origem vegetal, quando comparados com outro tipo de matéria-orgânica, constituem uma matéria-prima atraente para a produção de metano, por via anaeróbia. No entanto, a incorporação em grandes quantidades deste tipo de resíduos também apresenta algumas desvantagens, na medida em que a adsorção de

---

matéria-orgânica, com elevados teores de lípidos, pela biomassa pode causar lamas de flutuação e provocar o efeito de *washout* (Fernández et al., 2005). Tem sido referido que, concentrações elevadas de ácidos gordos de cadeia longa poderão provocar a inibição das bactérias metanogénicas, levando à destabilização do processo de digestão anaeróbia (Fernández et al., 2005). Neste sentido, têm sido divulgadas concentrações máximas, de diferentes tipos de ácidos gordos, para o processo de co-digestão anaeróbia, estando as concentrações na ordem dos 30-300 mg/L para o ácido oleico, 100-300 mg/L para o ácido esteárico e 30 mg/L de ácido linoléico (Fernández et al., 2005).

#### **2.5.4 Outras alternativas de valorização**

Como alternativa aos processos de valorização dos OAU supra referidos existem outros, sendo que alguns já se encontram implementados a nível industrial e outros apenas a nível de estudo laboratorial.

A nível industrial existe a aplicação de OAU como combustível em processos de incineração com recuperação de energia ou de co-geração juntamente com outros resíduos, permitindo assim a produção de energia. A deposição de resíduos orgânicos (RU, lamas e outros materiais orgânicos) em aterro não constitui uma opção sustentável, uma vez que as áreas disponíveis para o efeito são cada vez menos e os custos de deposição vão aumentando. Assim sendo, e de acordo com uma estratégia de gestão integrada de resíduos, é possível otimizar as opções de reciclagem e os processos de valorização energética (Magrinho e Semiao, 2008). Os elevados rendimentos energéticos decorrentes do processo de incineração dependem, em grande parte, do poder calorífico da mistura de resíduos (Doka, 2003). O poder calorífico dos RU, que depende das características dos seus componentes, tem vindo a decrescer nos últimos anos, devido às metas de reciclagem impostas pelas autoridades governamentais, uma vez que os plásticos e o papel são alguns dos componentes com maior poder calorífico presentes (Doka, 2003). De acordo com Niessen (2002), os resíduos de óleos e gorduras, tal como os resíduos de plástico, apresentam um poder calorífico de 8889 kcal/kg bssc (base seca sem cinzas), um valor bastante superior quando comparado com o poder calorífico dos resíduos de papel, 4475 kcal/kg bssc.

A incineração é uma alternativa de gestão que minimiza alguns problemas, como por exemplo, a deposição de resíduos em aterro. Porém é um processo inerentemente imperfeito, implicando a gestão adequada dos resíduos resultantes, isto é, as escórias e cinzas. As cinzas de incineração de resíduos urbanos consistem num resíduo que pode

ser considerado perigoso pela grande quantidade de sais solúveis que contém e pela forma geralmente fácil como excede os valores limite de metais pesados estabelecidos nos protocolos de lixiviação de uso corrente (Doka, 2003).

A nível laboratorial existem estudos para a produção de bioemulsionantes a partir de OAU, que são moléculas com capacidade de causar emulsificação de uma mistura de água-óleo. Estes podem ter diversas aplicações que se estendem desde a biorremediação de poluentes, até a indústria de alimentos, farmacêutica e cosmética (ver p. ex. Costa (2006) e Vater (1986)).

Uma outra alternativa de valorização dos OAU é a sua utilização directa como combustível desde que, cumpram os requisitos técnicos aplicáveis aos biocombustíveis previstos no Decreto-Lei n.º 62/2006, de 21 de Março.

## **2.6 Conclusão**

Os resíduos de óleos e gorduras alimentares são classificados pela LER (Portaria n.º209/2004, de 3 de Março) com o código 20 01 25. A sua gestão obedece ao Decreto-Lei nº 267/2009 que cria um conjunto de normas que visam a implementação de circuitos de recolha selectiva, o seu correcto transporte, tratamento e valorização, por operadores devidamente licenciados. O referido DL proíbe a descarga de OAU nos sistemas de drenagem, a introdução de OAU na cadeia alimentar, a mistura destes resíduos com resíduos perigosos, a utilização como combustível em veículos de OAU que não cumpram os requisitos aplicáveis aos biocombustíveis previstos no DL n.º 62/2006, assim como a deposição de OAU em aterro, sendo valorizadas as operações de reciclagem, em detrimento das operações de eliminação.

Existem diversas operações de valorização de OAU, nas quais este fluxo de resíduos pode ser usado numa matéria-prima, entre as quais estão, por exemplo, a valorização material, com a produção de sabão, e a valorização energética, com a produção de biodiesel, a produção de biogás ou a incineração com recuperação de energia. As produções de sabão e biodiesel a partir de OAU, foram, no entanto, os processos que adquiriram maior expressão, a nível industrial, em Portugal. Este interesse conduziu mesmo a iniciativas de recolha de OAU de carácter voluntário, tendo como destino principal a produção de biodiesel.

No caso da produção de biodiesel, a consulta de literatura mostrou que muitos trabalhos têm sido feitos sobre esta matéria, e recentemente têm sido publicados mais estudos

---

---

utilizando os OAU (ver p. ex. Sabudak e Yildiz (2010); Araujo *et al.* (2010); Bautista *et al.* (2009), entre outros). A utilização de OAU como matéria-prima na produção de biodiesel tem sido unanimemente apontada como uma das melhores soluções para o aproveitamento adequado deste resíduo; conseguindo-se com esta opção resolver os problemas ambientais causados pela má gestão deste resíduo e fornecer também um combustível alternativo ao diesel convencional, reduzindo a dependência externa do país em combustíveis fósseis. Por outro lado, incorporação dos OAU como matéria-prima auxiliar na indústria de sabões tem como principal vantagem a poupança de matérias-primas virgens, acarretando vantagens óbvias a nível económico e ambiental. Apesar disso, a sua incorporação é feita em pequenas quantidades uma vez que apresenta um ponto de fusão mais baixo, em comparação com óleo de palma ou a gordura animal, encontrando-se por esse motivo no estado líquido à temperatura ambiente.

Importa reter que, qualquer que seja o tipo de valorização utilizada a recuperação de um resíduo, além de ter como principal vantagem a poupança de matérias-primas virgens, também representa vantagens a nível social, uma vez que cria postos de trabalho directos e indirectos, possibilitando a criação de novas actividades económicas.



---

## 3 Avaliação de Ciclo de Vida (ACV)

### 3.1 Introdução

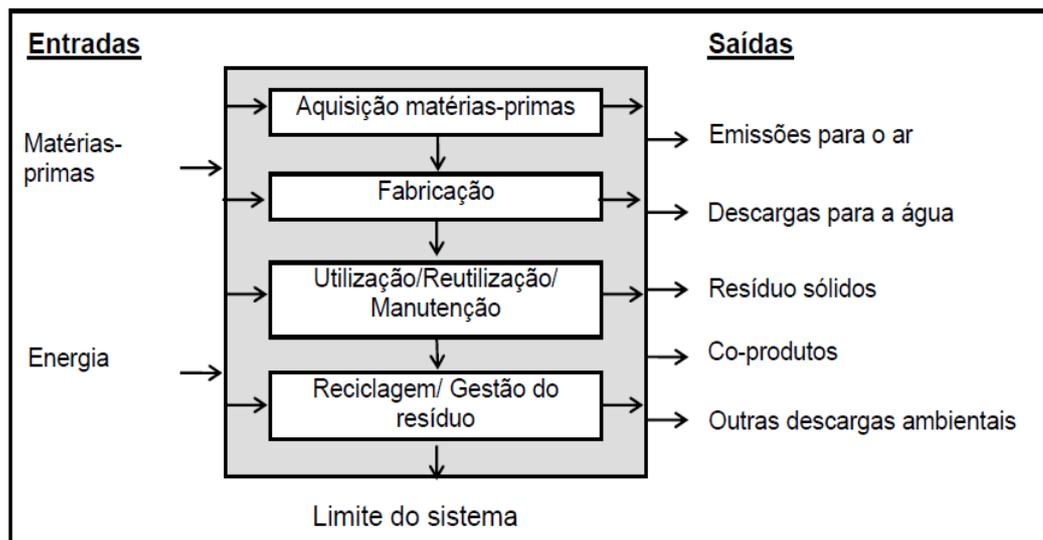
A avaliação da sustentabilidade (ambiental, económica e social) dos processos de produção de bens e serviços é hoje uma necessidade, não essencialmente por razões de imagem, mas cada vez mais por necessidade de sobrevivência em economias mais competitivas. As metodologias de avaliação de sustentabilidade são actualmente instrumentos importantes no apoio à tomada de decisão em áreas como: inovação, regulamentação (industrial, ambiental), estratégias e políticas.

Uma das metodologias que maior maturidade atingiu é a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), embora se reconheça que é um instrumento de avaliação voltado essencialmente para a componente ambiental. Para este efeito, encontram-se disponíveis ferramentas e bases de dados que permitem realizar a referida avaliação de uma forma cada vez mais abrangente e precisa.

Em 1994, a *International Organisation for Standardisation* (ISO) criou a Comissão Técnica ISO/TC 207 com vista à uniformização das metodologias de várias ferramentas estruturadas de gestão ambiental. No contexto da ACV resultou a família de normas ISO 14000: a EN ISO 14040:1997, a EN ISO 14041:1998, a EN ISO 14042:2000 e a EN ISO 14043:2000. Estas normas foram, no entanto, mais recentemente substituídas pela norma EN ISO 14040:2006 (ISO, 2006a), sendo esta, por sua vez, complementada com os requisitos e linhas directrizes da EN ISO 14044:2006 (ISO, 2006b). Estas normas providenciam uma base estrutural metodológica para a aplicação da ACV, mas não constituem em si mesmas, um manual de aplicação concreta desta técnica.

A ACV é uma metodologia que permite compilar os fluxos mássicos e energéticos de entrada e saída, e avaliar os potenciais impactes ambientais associados a um produto/processo ao longo de todo o seu ciclo de vida. O termo “ciclo de vida” refere-se à maioria das actividades no decurso da vida do produto desde a sua extracção e obtenção de matérias-primas, passando pela produção e fabrico de matérias e energia, pela utilização e até ao destino final.

Genericamente o objectivo da ACV é determinar as cargas ambientais associadas a um dado bem ou serviço identificando e quantificando o uso de matérias-primas, consumos energéticos e emissões para o ambiente, com o intuito de determinar o seu impacte (incidência, carga) e avaliar e implementar medidas de melhoria ambiental. A Figura 3.1 ilustra os possíveis estágios de ciclo de vida que podem ser considerados numa ACV e as entradas/saídas tipicamente consideradas (Ferreira, 2004)



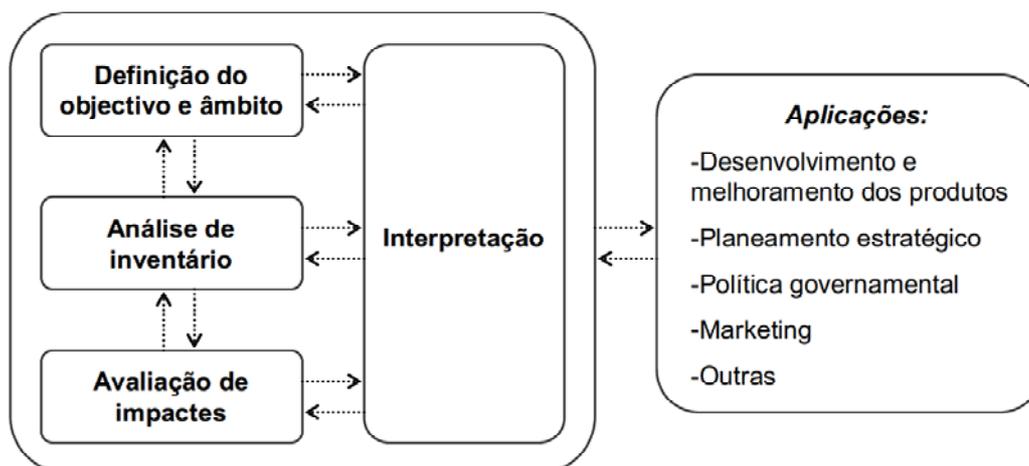
**Figura 3.1** Estágios do ciclo de vida de um produto (Ferreira, 2004).

A metodologia ACV tem numerosas aplicações, desde o desenvolvimento de produtos, passando pela rotulagem ecológica e regulação, até à definição de cenários de prioridade e de política ambiental.

### 3.2 Metodologia

Segundo a ISO 14040:2006 (ISO, 2006a) e a ISO 14044:2006 (ISO, 2006b), a operacionalização da metodologia de ACV consiste em quatro fases (Figura 3.2):

- Definição do objectivo e âmbito – deve ser feita de forma clara e consistente com a aplicação do estudo, sendo o âmbito estabelecido de modo a assegurar que a amplitude, a profundidade e o detalhe são compatíveis com o objectivo estabelecido;
- Análise de inventário do ciclo de vida – envolve procedimentos de recolha de dados e de cálculo para a quantificação das entradas e saídas relevantes do sistema em análise (fluxos de materiais, emissões de poluentes, etc.);
- Avaliação de impacte do ciclo de vida – envolve a transformação dos dados de inventário em efeitos ambientais potenciais (categorias de impacte);
- Interpretação – Consiste na fase final da ACV, onde são avaliados os resultados da análise de inventário e da avaliação de impacte, com uma compreensão clara das incertezas e suposições utilizadas para gerar os resultados.



**Figura 3.2** Fases do desenvolvimento da metodologia de ACV (ISO, 2006a)

De seguida ir-se-á analisar cada uma das fases da ACV, acima descritas, tendo como base as normas ISO 14040 e ISO 14044 (ISO, 2006a,b) pelas quais este trabalho está orientado.

### 3.2.1 Definição do objectivo e âmbito

Na definição do objectivo e do âmbito é definida a finalidade do estudo e é descrito o contexto no qual a avaliação é feita. Nesta fase dever-se-á identificar a informação que é necessário recolher, estabelecer a precisão dos resultados e explicar como os resultados irão ser expostos e interpretados (Curran, 2006). Esta fase tem uma importância crucial, uma vez que estas considerações irão definir a direcção do estudo e garantir que se atinge o objectivo estabelecido inicialmente.

De acordo com a ISO 14040 e a ISO 14044 (ISO, 2006a,b) a primeira fase da metodologia de ACV é definida, no essencial, pelas seguintes etapas:

#### a) Objectivo de estudo

Na definição do objectivo é descrita a finalidade do estudo, sendo que os resultados obtidos estão fortemente relacionados com essa finalidade, pretendendo ser a sua resposta. O objectivo de um estudo ACV deve expor de forma não ambígua a aplicação planeada, as razões para levar a cabo o estudo e a audiência pretendida, i.e, a quem irão ser comunicados os resultados do estudo.

b) Âmbito do estudo

De acordo com a natureza iterativa da metodologia de ACV, o âmbito do estudo poderá necessitar de ser redefinido à medida que é recolhida informação adicional. Ainda assim, o âmbito deve ser suficientemente bem definido para assegurar que a extensão, a profundidade e o detalhe do estudo sejam compatíveis e suficientes para atingir os objectivos estabelecidos inicialmente.

c) Função, unidade funcional e fluxos de referência

Compreende uma análise da função do sistema em estudo, acompanhada por uma apresentação sucinta e clara. Os contextos temporais e espaciais do sistema são definidos de acordo com essa mesma descrição. Um dos passos fundamentais desta fase é a definição da unidade funcional, que permite a quantificação da função do produto ou serviço, caracterizando assim o seu desempenho na execução da função para a qual está destinado. Desta forma, a unidade funcional será a referência, em relação à qual se determinarão os fluxos (entradas e saídas) do sistema em estudo.

d) Fronteiras do sistema

Quando se avalia um sistema, as suas fronteiras devem ser claramente definidas, permitindo assim perceber quais os processos que estão incluídos, bem como o nível de detalhe que é pretendido em cada processo. Devem ser demarcados os limites entre o sistema de produto e o ambiente, e entre o sistema de produto investigado e outros sistemas de produto. Por exemplo, na metodologia ACV são normalmente consideradas as entradas e saídas “*from cradle to grave*”, incluindo a extracção de recursos, o processamento, o consumo e o destino final do produto (Peiro et al., 2009). Devem ser ainda definidos os critérios de exclusão. Assim, os fluxos menos significativos poderão ser desprezados, no entanto é necessário estabelecer critérios. Segundo a ISO 14044 (2006b), deverão ser aplicados, em conjunto, critérios de contribuição mássica, energética e ambiental. Relativamente às contribuições de massa e energia, podem desprezar-se todas as entradas, acumuladas, que contribuam com uma fracção inferior a valores pré-definidos relativamente aos totais de entradas no sistema considerado. No que respeita a critérios de relevância ambiental, devem ser contabilizadas as entradas de materiais que contribuam para a emissão de substâncias cujos impactes associados sejam considerados relevantes, numa fracção superior a um valor pré-estabelecido, relativamente ao valor total estimado de emissão dessa mesma substância.

e) Requisitos de qualidade de dados

---

---

Segundo a ISO 14040 (2006a), os requisitos de qualidade dos dados especificam, em termos gerais, as características dos dados necessárias para o estudo, isto é, dependendo do objectivo, são formulados os requisitos de qualidade, em termos de representatividade ou precisão. Neste contexto, as fontes de recolha dos dados devem ser documentadas e todas as suposições feitas também devem ser mencionadas. A existência ou não de alocação de fluxos também deve ser esclarecida nesta fase, uma vez que, a qualidade dos dados pode ser influenciada por este tipo de procedimento. Na realidade, na maioria dos casos, é necessário recorrer a procedimentos de alocação, já que a maioria dos processos industriais produz mais do que um produto e recicla produtos intermédios ou rejeitados como matérias-primas (ISO, 2006a).

### **3.2.2 Análise de Inventário**

A definição do objectivo e âmbito de estudo estabelece as condições necessárias para a fase seguinte da metodologia ACV, denominada de análise de inventário ou inventário do ciclo de vida (ICV). Nesta fase é definido o sistema do produto em estudo, que neste contexto consiste, de modo geral, na construção da árvore do processo, quantificação das entradas e saídas, procedimentos de alocação e criação da tabela de inventário (Guinée et al., 2001).

A fase de análise de inventário baseia-se, essencialmente, na identificação dos processos constituintes do ciclo de vida do produto em estudo, procurando saber como estes processos se relacionam e quantificando as entradas e saídas de cada um dos processos que constituem o sistema (Guinée et al., 2001). Para o devido efeito são contemplados todos os fluxos referentes aos recursos consumidos, bem como as substâncias emitidas para o meio ambiente e os recursos produzidos pelo sistema específico em estudo, relacionando sempre estes com a unidade funcional já definida.

O processo de condução de um estudo de ACV é iterativo. À medida que os dados são conhecidos e mais informação acerca do sistema é adquirida, novos requisitos de dados ou limitações podem ser identificados, requerendo uma alteração nos procedimentos de recolha de dados, para que os objectivos do estudo sejam satisfeitos. Algumas vezes podem ser identificados pontos importantes que requerem revisões dos objectivos ou âmbito do estudo (ISO, 2006b).

A árvore do processo é o esquema geralmente utilizado na análise de inventário para sumariar todos os processos unitários que constituem o ciclo de vida do produto em estudo, bem como todas as relações que se estabelecem entre si. A árvore final do

processo deverá conter todas as ligações existentes entre as entradas e saídas a nível económico e as entradas e saídas a nível ambiental, não esquecendo de referir os processos que não estão dentro da fronteira de estudo (Guinée et al., 2001). A tabela de inventário, por sua vez, é uma forma de individualizar e quantificar cada um dos processos, anteriormente esquematizados na árvore do processo.

Podem ser diferenciados três tipos de fluxos de inventário: (i) fluxos elementares que são emitidos para o ambiente ou extraídos a partir dele; (ii) fluxos de produtos (bens, serviços), que são provenientes de ou vão para a tecnosfera; (iii) fluxos de resíduos (um subtipo de fluxos de produtos). A utilização de recursos e o uso do solo, as matérias-primas, matérias-auxiliares e a energia são registados como entradas. As emissões para o ar, água e solo, bem como resíduos, produtos e co-produtos são consideradas saídas de uma análise de inventário.

Numa ACV, os dados recolhidos poderão não ser suficientes para definir correctamente o inventário de um dado processo. Consequentemente, pode ser necessário a análise da informação já disponível, de forma a obter a que está em falta. Esta análise pode consistir em balanços de massa e energia, extrapolações, modelos numéricos, ou qualquer outro método considerado adequado. Deste modo, os dados considerados terão sempre um determinado erro associado, pelo que se torna indispensável a realização de uma análise de sensibilidade, de forma a aferir quais as consequências da utilização de determinados dados. Após a realização da referida análise de sensibilidade, caso seja necessário, é possível adaptar as fronteiras do sistema anteriormente definidas, de forma a ir de encontro aos objectivos inicialmente definidos para o estudo. Caso tal não seja necessário, a informação recolhida deve ser compilada e organizada de forma a facilitar a leitura da mesma e a proceder para a fase de avaliação de impactes.

### **3.2.3 Avaliação de Impactes**

Tendo como base os dados obtidos da análise de inventário, procede-se à avaliação de impactes associados a cada fase do ciclo de vida do objecto de estudo. Nesta avaliação, os fluxos (entradas e saídas), são agrupados em categorias de impacte, de acordo com o seu efeito potencial em determinadas áreas (p. ex. saúde pública ou recursos naturais). A avaliação dos impactes ambientais associados à emissão de uma determinada substância é realizada com base no seu efeito potencial, pois o seu efeito real depende de várias variáveis, o que torna a sua modelação bastante complexa.

---

A avaliação dos impactes é constituída por elementos obrigatórios e opcionais (ISO, 2006a). Os elementos obrigatórios são:

- Selecção das categorias de impacte, respectivos indicadores e modelos de caracterização;
- Atribuição dos parâmetros de inventário às categorias de impacte (*classificação*);
- Cálculo dos valores dos indicadores de impacte para cada uma das categorias de impacte (*caracterização*).

Os elementos considerados como opcionais numa avaliação de impactes são os seguintes:

- Cálculo da significância do indicador obtido para cada categoria relativamente à informação de referência (*normalização*);
- Triagem e *ranking* das categorias de impacte (agregação);
- Conversão e agregação dos indicadores obtidos nas várias categorias de impacte, recorrendo a factores numéricos de ponderação (*ponderação*).

A selecção das categorias de impacte é o primeiro passo de uma avaliação de impactes e deverá ser executado durante a fase inicial de definição de objectivos e âmbito, para orientar o processo de recolha de dados de ICV e as considerações seguintes a esta fase. A SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) publicou uma lista de categorias de impacte que serviu de suporte para a *baseline impact categories* da metodologia CML 2001 (Guinée et al., 2001), a versão mais recente do método CML 1992 que consta do *Dutch Guide to LCA* (Heijungs et al. 1992). Esta metodologia é vulgarmente utilizada em diversos estudos de ACV e as categorias de impacte que lhe servem de base são as seguintes: depleção de recursos abióticos, uso do solo, alterações climáticas, depleção camada de ozono, toxicidade humana, ecotoxicidade, formação de oxidantes fotoquímicos, acidificação e eutrofização (Guinée et al., 2001).

Após a selecção das categorias de impacte, procede-se à sua *classificação*. Nesta fase os parâmetros de inventário são atribuídos às categorias de impacte. No caso de uma substância contribuir para várias categorias de impacte, terá de ser considerada em todas essas categorias, como é o caso, por exemplo, do CH<sub>4</sub>, que contribui tanto para a categoria de impacte alterações climáticas como para a categoria de impacte formação de oxidantes fotoquímicos.

A *caracterização* é realizada após a fase de classificação e consiste na atribuição de um impacte potencial para as várias categorias relevantes. Este impacte potencial é relativo a um factor dominante na categoria em questão. Por exemplo, o factor de caracterização para as alterações climáticas tem como referência a emissão de 1 kg de CO<sub>2</sub>. Estes impactes relativos (factores de caracterização) são multiplicados pela quantidade de cada emissão e os valores de impacte resultantes são somados dentro de cada categoria de impacte.

Para além dos elementos obrigatórios, a AIA é ainda constituída por três elementos opcionais, que podem ser utilizados dependendo do objectivo e âmbito da ACV: a normalização, que consiste no cálculo da importância relativa de cada resultado do indicador do sistema em estudo, o agrupamento, onde se aplica um ranking às categorias de impacte e ainda a ponderação, baseada na agregação e conversão dos resultados em todas as categorias de impacte usando factores numéricos.

### **3.2.4 Interpretação**

A interpretação do ciclo de vida é a última fase formal de um processo de ACV e pretende fazer uma retrospectiva e análise crítica do ciclo de vida (nomeadamente resumindo e discutindo os resultados das fases de análise de inventário e da avaliação de impactes), tendo em vista poder tirar conclusões e fazer recomendações de suporte à tomada de decisão, de acordo com o estabelecido no objectivo e âmbito do estudo.

De acordo com a ISO 14040 (2006a), é um procedimento iterativo sistemático para identificar, qualificar, verificar, avaliar, estruturar e conferir confiança à informação contida nos resultados da análise de inventário e/ou avaliação de impactes ambientais, apresentando-se de modo a satisfazerem o objectivo e o âmbito de estudo.

Os resultados obtidos nas fases de análise de inventário e avaliação de impactes, são interpretados de acordo com os seguintes elementos de interpretação:

- Identificação dos problemas significativos;
- Avaliação da sensibilidade e consistência dos resultados;
- Apresentação das conclusões e recomendações.

Para a *identificação dos problemas significativos* é necessário determinar as principais contribuições para cada categoria de impacte. Os dados da análise de inventário relevantes, que não são considerados pelas categorias de impacte, têm também que ser integrados neste elemento da interpretação. Seguindo a definição do âmbito, as

---

---

contribuições podem também ser agrupadas por processo individual, fase de ciclo de vida ou mesmo pelo ciclo de vida. Com toda esta estruturação de informação, é possível identificar os principais problemas.

Para realizar uma *avaliação dos resultados*, de acordo com a norma ISO 14044 (2006b), deve ser efectuada uma verificação da sensibilidade e consistência dos processos ou fases do ciclo de vida. A sensibilidade é verificada através da variação de cenários para diferentes processos ou parâmetros. O efeito destas variações no resultado global demonstra a sensibilidade da ACV. A consistência dos resultados assegura que o procedimento é adequado face aos objectivos e âmbito do estudo, e ainda que a metodologia foi aplicada correctamente em todo o ciclo de vida do produto.

O terceiro elemento engloba a *apresentação dos resultados*, com respectivas conclusões e recomendações. É ainda importante salientar que as conclusões e recomendações de qualquer ACV devem ter sempre em conta a definição dos objectivos e âmbito do estudo. Significa também que se procurará prevenir os impactes ambientais no momento do ciclo de vida em que há mais probabilidade de reduzir os impactes ambientais globais e a utilização de recursos de forma economicamente eficiente (CE, 2004).

### **3.3 Conclusão**

A ACV de um produto, processo ou sistema consiste em analisar, de forma sistemática, os impactes ambientais em todas as fases do seu ciclo de vida, desde a extracção das matérias-primas, passando pela produção, transporte, utilização, até ao destino final dos produtos. Esta ferramenta de estudo deve ser encarada como um instrumento de decisão da gestão ambiental, que permite às empresas/organizações compreender todo o ciclo de vida de um produto. Isto deverá permitir que os impactes ambientais sejam abordados de uma forma integrada ao longo de todo o ciclo de vida e não sejam simplesmente deslocados de uma parte do ciclo para outra.

A metodologia de ACV é realizada em quatro fases distintas. A primeira fase consiste na *definição do objectivo e do âmbito* e deve ser feita de forma clara e consistente com a aplicação do estudo, sendo o âmbito estabelecido de modo a assegurar que a amplitude, a profundidade e o detalhe são compatíveis com o objectivo estabelecido. A fase seguinte consiste na *análise de inventário*, onde são recolhidos dados e executados balanços mássicos e energéticos, com o objectivo de quantificar as entradas e saídas do sistema em estudo. Na fase seguinte, procede-se à *avaliação de impactes ambientais*, que apresenta seis etapas, onde três das quais são de carácter facultativo. As primeiras

três etapas são de carácter obrigatório e consistem na selecção das categorias de impacte, respectivos indicadores e modelos de caracterização, na classificação, onde são atribuídos os resultados da análise de inventário às categorias de impacte e na caracterização, onde são calculados os valores dos indicadores ambientais para cada uma das categorias de impacte. Os elementos considerados como opcionais são: a normalização, a agregação e a ponderação. Por fim, na última fase da ACV, é feita a *interpretação* dos resultados obtidos.

## 4 ACV da produção de biodiesel e sabão a partir de OAU

### 4.1 Introdução

Os processos de valorização dos OAU, assim como qualquer outro processo, podem causar impactes no meio ambiente. Sendo que alguns destes impactes podem ser, muitas das vezes, evitados ou minimizados quando são devidamente identificados e controlados. Neste trabalho, serão alvo de estudo os processos de valorização de OAU que, a nível industrial, adquiriram maior expressividade em Portugal: a produção de biodiesel e sabão. Os processos de produção de biodiesel e sabão, como operações de valorização de OAU, podem, numa primeira análise, ser identificados como operações concorrentes, uma vez que incorporam no seu processo de fabrico a mesma matéria-prima, o OAU. No entanto, o sabão utiliza como matéria-prima as pastas de OAU (fracção mais densa), enquanto na produção de biodiesel é utilizada a fracção menos densa do OAU, pelo que estes processos poderão ser vistos como operações de valorização complementares.

São poucos os estudos que apresentam como principal motivação a avaliação e identificação dos potenciais impactes ambientais da produção de biodiesel a partir de OAU. Em 2009, Peiró *et al.* (2009) publicaram um estudo de ACV do processo de produção de biodiesel a partir de OAU, englobando quatro fases: a recolha e transporte até ao pré-tratamento, o processo de pré-tratamento, o transporte após pré-tratamento e a reacção de transesterificação na indústria de produção de biodiesel. Mais recentemente, Morais *et al.* (2010) também desenvolveram um estudo de ACV, cujo objectivo residia na comparação dos potenciais impactes ambientais de três processos alternativos de produção de biodiesel a partir de OAU: via catálise alcalina, via catálise ácida e ainda através de metanol supercrítico utilizando o propano como co-solvente.

Por sua vez, os riscos ambientais da produção de tensioactivos em geral, incluindo os da produção de sabão a partir de óleos vegetais virgens e gordura animal, também têm sido avaliados regularmente nas últimas décadas por diversos grupos de investigadores, utilizando como ferramenta de análise a ACV. Contudo, e apesar da redução do consumo de óleos e gorduras virgens poder acarretar benefícios a nível económico e ambiental, não foram encontrados estudos que avaliem os potenciais impactes ambientais da produção de sabão a partir de OAU. Esta lacuna pode, no entanto, ser justificada, uma vez que a adição de OAU no fabrico de sabão é feita em pequenas quantidades, devido ao seu alto teor de ácidos gordos insaturados e, conseqüentemente, ao seu baixo ponto de fusão.

Stalmans *et al.* (1993) realizaram um estudo de ACV cujo objectivo era comparar, identificando e quantificando os recursos necessários e os impactes ambientais provocados, a produção de tensioactivos a partir de recursos fósseis com a produção de tensioactivos partindo de recursos vegetais virgens, nos quais está incluída a produção de sabão. Com este estudo foi possível verificar que as fronteiras de ambos os sistemas analisados são diferentes, tendo-se concluído que a produção de tensioactivos a partir de recursos fósseis apresenta maiores necessidades energéticas. Na sequência deste trabalho, Postlethwaite *et al.* (1995) realizaram um estudo de ACV somente da produção de sabão na Europa, assumindo que todo o sabão era produzido a partir de uma mistura de 20% de ácidos gordos de cadeia curta, derivados, por exemplo, de óleo de coco ou óleo de palmiste, com 80% de ácidos gordos de cadeia longa, derivados de óleo de palma ou de sebo. No caso da produção dos ácidos gordos de coco e palma, foram incluídas nas fronteiras do sistema a fase de cultivo, a indústria de extracção do óleo e o transporte, tendo-se verificado que a produção de óleo de palma gera elevadas emissões de partículas durante a combustão de resíduos sólidos provenientes do processo de debulha (Postlethwaite, 1995). No que diz respeito à produção de sebo, foram consideradas as fases de transporte do matadouro para a unidade de processamento e de transformação da gordura animal. Além de se ter verificado a presença de elevadas emissões de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> associadas à produção de sebo, concluiu-se que, para produzir sabão a partir de sebo era necessário mais energia em relação à produção de sabão a partir de óleos de coco e palma (Postlethwaite, 1995). Mais recentemente, Stalmans e Sabaliunas (2004) elaboraram uma retrospectiva dos estudos de ACV dos principais tensioactivos utilizados na Europa, onde se encontra incluído o sabão, tendo sido abrangente e incluindo as necessidades energéticas e matérias, bem como as emissões para o ambiente e resíduos sólidos associados a todas as fases do ciclo de vida dos tensioactivos.

No presente capítulo, e de acordo com a base estrutural e metodológica estabelecida pelas normas EN ISO 14040:2006 (ISSO, 2006a) e EN ISO 14044:2006 (ISO, 2006b), pelas quais este trabalho está orientado, na secção 4.2 é apresentado o objectivo e âmbito do estudo de ACV. De seguida, na secção 4.3, procede-se à análise de inventário onde são identificados e quantificados os fluxos de entrada e saída da produção de biodiesel e sabão a partir de OAU, bem como dos subsistemas incluídos na sua produção. Finalmente, a secção 4.4, são estabelecidas as respectivas categorias de impacte, respectivos indicadores ambientais e modelos de caracterização.

---

## **4.2 Objectivo e âmbito**

De seguida será definido o objectivo e âmbito do estudo de ACV das operações de valorização de OAU.

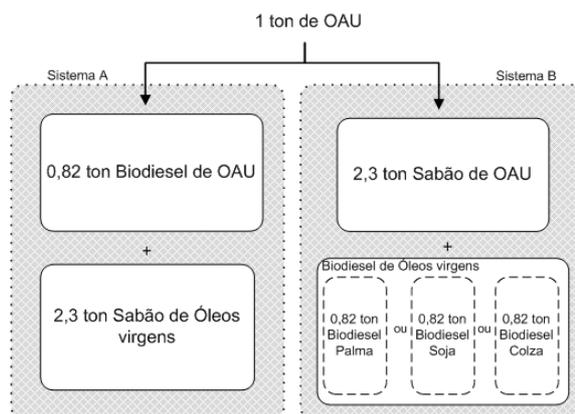
### **4.2.1 Objectivo**

Tendo como plano de fundo as diversas iniciativas, tomadas recentemente, no que diz respeito à gestão de OAU, este trabalho tem como objectivo identificar, avaliar e comparar os impactes ambientais decorrentes das operações de valorização deste resíduo: a produção de biodiesel e a produção de sabão máquina. Estas são as operações de valorização com mais representatividade a nível nacional. Para o efeito é utilizada como ferramenta de apoio a metodologia de ACV, de modo a que os impactes ambientais sejam abordados de uma forma integrada e não isoladamente ao longo de todo o ciclo de vida dos processos de valorização.

O público-alvo deste estudo são todos os intervenientes no ciclo de vida deste fluxo de resíduos, que incluem os responsáveis pela produção de óleos virgens, os sectores de distribuição, a indústria alimentar e sectores de restauração, bem como os recolhedores e operadores de valorização de OAU.

### **4.2.2 Funções do sistema e unidade funcional**

Tendo em conta que um dos objectivos de estudo deste trabalho consiste na comparação dos dois sistemas de valorização de OAU, foram estabelecidos como alvo de estudo dois sistemas distintos, que, no entanto, desempenham funções semelhantes, tal como é recomendado pela norma ISO 14044. Assim sendo, e tal como ilustra a Figura 4.1, foi escolhida como Unidade Funcional (UF) 1 tonelada (ton) de OAU, que deixa de constituir um resíduo para passar a ser considerado como matéria-prima em dois sistemas de valorização (A e B) distintos.

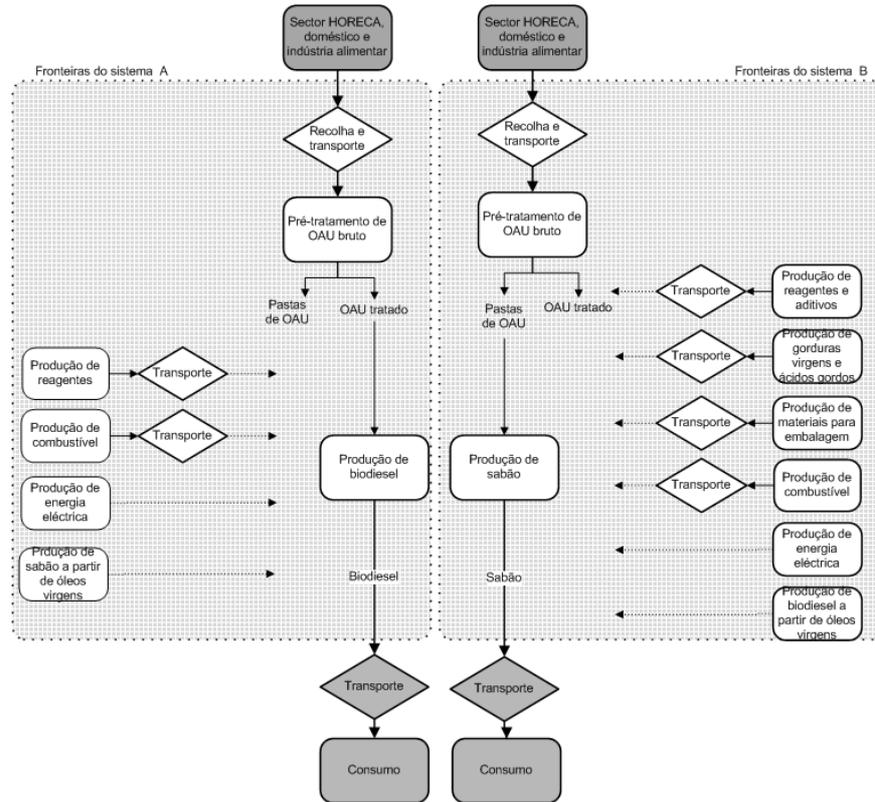


**Figura 4.1** Funções dos sistemas de valorização de OAU em estudo.

O sistema A tem como objectivo a produção de 0,82 ton de biodiesel a partir de OAU e 2,3 ton de sabão produzido a partir de óleos virgens. Por outro lado, o sistema B tem como função a produção de 2,3 ton de sabão máquina a partir de OAU e 0,82 ton de biodiesel a partir de óleos virgens. Neste último caso, e devido à falta de dados de inventário que incluam a produção de biodiesel a partir de uma mistura de óleos virgens, são considerados três tipos de biodiesel produzidos a partir de óleo de palma, soja e colza.

#### 4.2.3 Fronteiras dos sistemas

A abordagem utilizada, em ambos os sistemas, inclui as fases de recolha, transporte e pré-tratamento do OAU, produção de biodiesel e produção de sabão. Para além destas fases, foram ainda considerados outros subsistemas, apresentados na Figura 4.2, que se encontram incluídos no ciclo de vida de valorização dos OAU. No sistema A, que diz respeito à produção de biodiesel a partir de OAU, foi incluída a produção do reagente (metanol) e catalisador (NaOH) da reacção de transesterificação, a produção de combustível (nafta) e energia eléctrica e ainda, com o objectivo de comparar os dois sistemas de valorização, foi incluída a produção de sabão a partir de óleos virgens. Por outro lado, no sistema B, que corresponde à produção de sabão a partir de OAU, foi incluída a produção de reagentes e aditivos (NaOH, dióxido de titânio e silicato de sódio), a produção de gorduras e ácidos gordos, a produção de materiais para embalagem, a produção de energia (eléctrica) e combustível (nafta) e, finalmente, a produção de biodiesel a partir de óleos virgens, nomeadamente, palma, soja e colza. Os sistemas analisados excluem a produção dos óleos virgens, cujo consumo dá origem aos OAU, e ainda a fase de transporte até aos sectores responsáveis pela utilização, bem como a fase de consumo de biodiesel e sabão a partir de OAU.



**Figura 4.2** Fases do ciclo de vida e fronteiras dos sistemas em estudo.

No processo de produção de sabão foi excluída a produção de corantes e perfumes, uma vez que o consumo destes materiais representa menos de 1% da massa da unidade funcional (critério de exclusão). A produção/manutenção de bens de capital, tais como edifícios, maquinaria, equipamentos, etc. também foi excluída.

Relativamente às fronteiras geográficas, os processos de produção de biodiesel e sabão ocorrem em Portugal Continental. No que diz respeito aos subsistemas incluídos na produção de sabão e biodiesel, por exemplo a produção de combustíveis, reagentes ou materiais de embalagem, foram respeitados os países de origem da sua produção, no que se refere aos modelos de produção de electricidade e às distâncias consideradas nos transportes. Na maioria dos casos, a produção destes materiais não é realizada em território nacional, exceptuando a gordura animal para a produção de sabão, o papel canelado utilizado no fabrico de caixas de cartão para o embalamento do sabão e o combustível consumido nos sistemas A e B. O reagente e catalisador consumidos no processo de produção de biodiesel respeitam o modelo de produção que representa a média europeia. Para as gorduras e ácidos gordos usados no processo de produção de

sabão, foi considerada a produção de gordura animal em Portugal, a produção de óleo de palma na Malásia e a produção de ácidos gordos de coco e de palma respeita um modelo representativo da média europeia. Todos os restantes materiais, incluídos na produção de sabão, tais como, reagentes e aditivos e ainda materiais para embalagem (fita PVC e película PP) seguem o modelo de produção representativo da média europeia. Para a produção de energia eléctrica na rede foi considerado o modelo de produção em Portugal.

Quanto às fronteiras temporais, os dados recolhidos para a produção de biodiesel e sabão dizem respeito ao ano de 2009, em virtude de ser um ano de grande produção em ambos os processos. Em relação aos restantes materiais, sempre que possível, também foram definidas as fronteiras temporais de cada processo serão referidas mais adiante aquando da descrição do seu processo de produção.

Em relação ao sistema de transportes, foi considerado o transporte de todos os materiais utilizados nos processos de valorização de OAU, desde o seu local de produção até à respectivas indústrias de valorização de OAU em Portugal Continental.

#### **4.2.4 Qualidade dos dados**

Na recolha de dados de inventário foi dada preferência a valores medidos em unidades de valorização de OAU através da produção de biodiesel e sabão. Todos os dados recolhidos *in situ* expressam o tipo de tecnologia utilizado em Portugal Continental, no que diz respeito à valorização de OAU. Foram também efectuados balanços mássicos e energéticos de modo a verificar os dados medidos e a quantificar todas as entradas e saídas de ambos os processos de valorização, para os quais não existiam disponíveis dados de qualidade aceitável. No que diz respeito aos subsistemas incluídos nos dois sistemas indicados, e uma vez que, na sua maioria, o país de produção não é Portugal, foram utilizados valores retirados de base de dados.

A base de dados Ecoinvent v.2.0 (2007) foi desenvolvida e é mantida pela organização Suíça *Swiss Centre for Life Cycle Inventories*. A primeira versão foi lançada em 2003 e a segunda versão Ecoinvent v.2.0 (2007) foi lançada em Novembro de 2007. Esta base de dados contém mais de 4000 conjuntos de dados de ICV transparentes, harmonizados, genéricos e adequadamente documentados, correspondendo a diversos sectores, nomeadamente energia, transportes, gestão de resíduos, processo de construção civil, químicos, biomassa/biocombustíveis, papel, agricultura, electrónica, entre outros. Os dados originais retirados desta base de dados foram alterados de forma a excluir as

---

---

emissões associadas à produção de infra-estruturas. Além disso, a origem da electricidade da rede consumida nos processos produtivos foi alterada, de modo a considerar a produção de electricidade no país onde estes processos ocorrem.

#### 4.2.5 *Software de aplicação*

Vários programas informáticos têm sido desenvolvidos para apoiar a condução de estudos ambientais de ACV. Os mais citados na bibliografia são: SimaPro, GaBi, Umberto e KCL-ECO.

Para os objectivos do estudo em causa foi utilizado o *software* KCL-ECO, por ser uma ferramenta de ACV de fácil utilização, ajustável e de fácil interpretação, mas ainda assim apresentando grande versatilidade. O programa está desenvolvido para levar a cabo cálculos dos módulos que descrevem uma ACV. Este *software* tem sido utilizado com sucesso em diversos sectores da indústria e também para fins educacionais desde 1994. Algumas das características do KCL-ECO são: suporta alocação “multi-saídas”, os módulos podem ser agregados de modo conveniente, processamento gráfico dos resultados e as fontes de emissão mais significativas podem ser encontradas facilmente, mostradas no ecrã através da função “HotSpot”.

#### 4.2.6 *Alocação*

Neste estudo foi necessário fazer face a uma situação típica de alocação na produção de biodiesel, devido à co-produção de glicerol (bruto), tendo sido seleccionada a alocação com base num critério mássico. Sabendo a produção de biodiesel e a produção de glicerol (em massa), considerou-se que 90% de todas as entradas e saídas devem-se à produção de biodiesel.

Foram, no entanto, adicionalmente simulados os critérios de alocação energético e económico, que se encontram representados na Tabela 4.1.

**Tabela 4.1** Critérios de alocação na produção de biodiesel a partir de OAU.

<i>Alocação</i>	<i>Mássica</i>	<i>Energética</i>	<i>Económica</i>
Biodiesel	90%	93%	99%
Glicerol bruto	10%	7%	1%

A alocação com base no conteúdo energético foi aplicada utilizando o Poder Calorífico Inferior (PCI) dos co-produtos. Nesta perspectiva, foi utilizado como factor de alocação um PCI de 40,11 MJ/kg para o biodiesel a partir de OAU (Vijayaraghavan eHemanathan, 2009) e de 25,3 MJ/kg para o glicerol bruto(Dou et al., 2009). A alocação económica teve com base o preço de mercado do biodiesel a partir de OAU e do glicerol bruto. Estes valores foram disponibilizados pela indústria de valorização de OAU alvo deste estudo e representam a conjuntura económica actual, em Portugal, destes co-produtos.

Na subsecção 5.5 são apresentados os resultados obtidos para a simulação de diferentes critérios de alocação, em termos de impactes ambientais totais, dos sistemas de produção de biodiesel e sabão a partir de OAU, para cada uma das categorias de impacte seleccionadas.

#### **4.2.7 Metodologia de avaliação de impactes**

O método escolhido para determinar os impactes ambientais da produção de biodiesel e sabão a partir de OAU é o CML 2001 publicado pelo *Centre of Environmental Science* da Universidade de Leiden.

As categorias de impacte ambiental consideradas neste estudo são: a depleção de recursos abióticos, o aquecimento global, a formação de oxidantes fotoquímicos, a acidificação e a eutrofização. Os respectivos modelos de caracterização bem como os factores de caracterização são apresentados na Tabela 4.2.

**Tabela 4.2** *Categorias de impacte ambiental e respectivos indicadores, factores de caracterização e modelos de caracterização consideradas neste trabalho(Heijungs et al., 1992).*

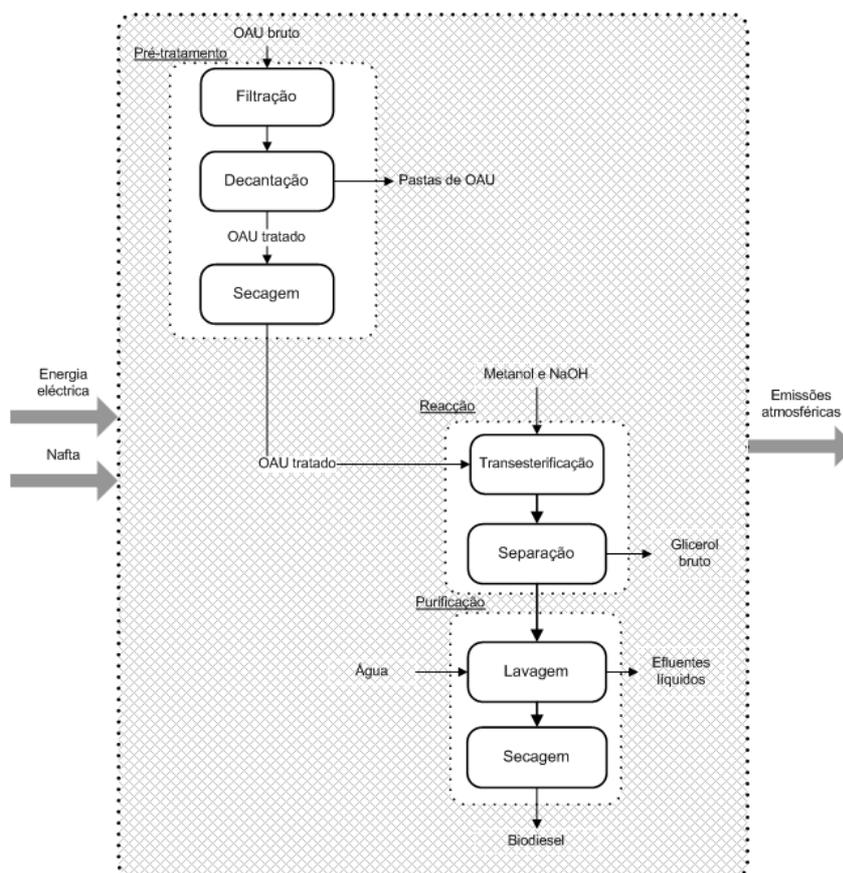
<i>Categoria de impacte</i>	<i>Unidade</i>	<i>Factor de caracterização</i>	<i>Modelo de caracterização</i>
Depleção de recursos abióticos	kg Sb-eq	PDA – Potencial de depleção de recursos abióticos	Baseado nas taxas de extracção de minerais e combustíveis fósseis e na concentração de reservas e respectivas taxas de acumulação
Aquecimento global	kg CO <sub>2</sub> -eq	PAG <sub>100</sub> – Potencial de aquecimento global	Modelo do aquecimento global, utilizando os potenciais de aquecimento global do Painel Intergovernamental sobre Alterações Climáticas (IPCC)
Formação de oxidantes fotoquímicos	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -eq	PFOF – Potencial de formação de oxidantes fotoquímicos	Calculado com base no modelo <i>UNECE Trajectory</i> , que indica a capacidade potencial dos Compostos Orgânicos Voláteis (COV) para produzir ozono.
Acidificação	kg SO <sub>2</sub> -eq	PA - Potencial de acidificação	Calculados com o modelo adaptado RAINS 10, descrevendo o destino e a deposição das substâncias acidificantes
Eutrofização	kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -eq	PE – Potencial de eutrofização	Baseado em procedimentos estequiométricos

### 4.3 Análise de inventário

Nas secções seguintes são identificados e quantificados os principais fluxos de entrada e saída das diferentes fases do ciclo de vida dos processos de valorização dos OAU.

### 4.3.1 Produção de biodiesel a partir de OAU

Um dos sistemas em estudo é a produção de biodiesel, que se encontra representada na Figura 4.3, e compreende as seguintes fases: pré-tratamento, reacção do óleo com a mistura álcool/catalisador (transesterificação), e purificação do biodiesel.



**Figura 4.3** Processo de produção de biodiesel.

Antes de ser valorizado, o OAU é sujeito a um pré-tratamento que consiste, em primeiro lugar, numa filtração feita através de um filtro de telas, onde são retirados os resíduos de maiores dimensões provenientes da fritura dos alimentos. De seguida, o óleo é bombeado para unicubos onde é sujeito a um processo de decantação, de modo a que as gorduras mais densas do óleo se depositem no fundo. Se necessário, o óleo é novamente transferido para um outro unicubo, para que ocorra o mesmo processo. As gorduras que ficam depositadas no fundo dos unicubos são denominadas de pastas de OAU e constituem um co-produto do processo de pré-tratamento de OAU. De acordo com a indústria de valorização, 1 ton de OAU dá origem a 0,15 ton de pastas de OAU e 0,85 ton de OAU, que é sujeito a um tratamento posterior, para que possa ser utilizado na produção de biodiesel. Uma vez que não foi possível recolher dados individualizados

---

para esta fase do processo, as cargas ambientais foram alocadas na totalidade à fracção de OAU utilizada na produção de biodiesel. A esta fracção (0,85 ton de OAU), é determinado o grau de acidez e humidade, com o objectivo de identificar qual o tratamento que se segue. Geralmente, o óleo é sujeito a um processo de secagem através de bomba de vácuo. Finalmente, o óleo é armazenado em tanques de 30 000 ton, pronto para ser valorizado.

Na fase de transesterificação, o óleo é transferido por canalização interna para um reactor descontínuo, onde se dará a reacção. Nesta fase é utilizado NaOH em excesso, suficiente para neutralizar os AGL (Ácidos Gordos Livres) do OAU e catalisar a reacção de transesterificação. O metanol e o NaOH, depois de previamente misturados (originando o denominado metóxido), são adicionados ao OAU e a reacção ocorre durante 6h a uma temperatura que ronda os 65°C. A reacção ocorre sob agitação. A conversão do óleo em biodiesel dá-se a um rendimento médio de 87%, e é produzido glicerol como co-produto. Imediatamente após esta etapa o biodiesel e o glicerol encontram-se numa mesma fase, sendo necessárias cerca de 48h para que se identifiquem duas fases distintas e seja possível decantar o glicerol (bruto) e armazená-lo num outro tanque.

Numa fase seguinte procede-se à lavagem do biodiesel. Esta é feita com água a cerca de 90°C no mesmo reactor onde se deu a reacção de transesterificação, através de um lavador em chuveiro e sujeita a agitação lenta, durante 15 a 20 minutos. Posteriormente a água é decantada, extraída e procede-se a nova lavagem. Finalmente, o biodiesel é sujeito a um controlo de secagem, através de bomba de vácuo, para que a quantidade de água presente esteja de acordo com a norma EN 14214 (CEN, 2003). Note-se que a indústria alvo deste estudo não procede à recuperação do metanol para posterior reutilização.

Relativamente às emissões líquidas, provenientes do processo de lavagem de biodiesel, e uma vez que as águas residuais são tratadas numa ETAR. Foram considerados os valores limite de emissão à saída da ETAR, para descarga de águas residuais.

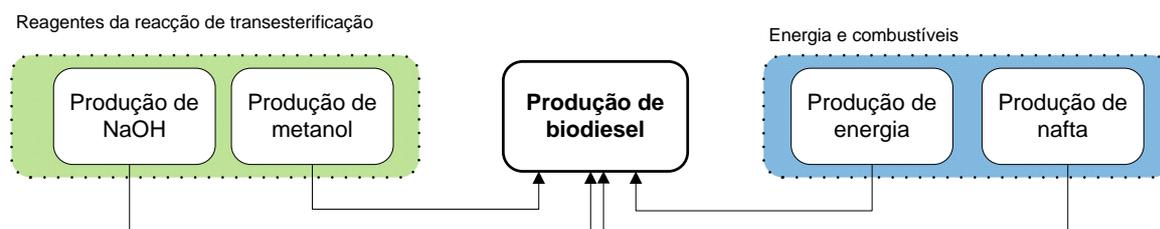
Tal como foi dito anteriormente, o co-produto glicerol, contém aproximadamente 50-60% de glicerol e 20-25% de metanol, sendo a restante parte uma mistura de tri, di e monoglicerídeos que não reagiram, catalisador e sabão (Singhabhandhu e Tezuka, 2010). Uma das opções para o escoamento deste co-produto, tal qual é recuperado do processo de produção de biodiesel, é a queima directa, uma vez que apresenta grandes quantidades de metanol (Rei, 2007).

A inventariação dos principais fluxos de recursos, materiais e energia consumidos e das emissões gasosas e para água produzidas nesta fase foi efectuada para o ano 2009. Por questões de confidencialidade, os dados de inventário não são apresentados.

#### 4.3.2 Subsistemas incluídos na produção de biodiesel a partir de OAU

Como se pode verificar na Figura 4.4, neste trabalho são também consideradas as etapas da produção dos reagentes utilizados na reacção de transesterificação e da produção de energia eléctrica e combustível utilizados no processo de produção.

Nesta secção ir-se-á proceder à inventariação dos principais fluxos de recursos, materiais e energia consumidos, bem como as emissões gasosas e emissões para a água produzidas apenas pelo reagente e catalisador usados na reacção de transesterificação, cuja fonte foi a base de dados Ecoinvent v.2.0 (2007). Os fluxos de entrada e saída da produção de energia eléctrica e combustível consumidos ao longo de todo o processo de produção serão inventariados na secção 4.3.5.



**Figura 4.4** Subsistemas incluídos na produção do biodiesel a partir de OAU.

O reagente utilizado para produzir biodiesel e glicerol, na presença de óleo é o metanol. A produção comercial de metanol baseia-se numa mistura de gás de síntese (CO e H<sub>2</sub>), proveniente principalmente do gás natural. Neste tipo de produção, que representa cerca de 60% da produção mundial de metanol, o gás natural é o principal recurso utilizado, não só como matéria-prima, mas também como fonte de energia para a produção de energia eléctrica (Althaus et al., 2007).

Os dados de inventário, utilizados neste trabalho, são representativos da produção de metanol a nível global. Estes dados dizem respeito ao consumo de materiais e recursos energéticos utilizados e ainda às emissões para o ar e água associados ao processo de produção de 1 kg de metanol, em reactor tubular a uma temperatura de 850°C-900°C (Althaus et al., 2007). Para o cálculo das emissões atmosféricas considerou-se que a

---

energia necessária para converter metano em metanol é cerca de 0,4 MJ por 1 kg de metanol. São ainda consideradas as emissões provenientes do consumo da energia eléctrica utilizada como força motriz nos vários equipamentos, iluminação, auxiliares diversos e aparelhos de climatização (Althaus et al., 2007). Apesar de existir uma grande variação de acordo com a capacidade das instalações da fábrica, foi considerado um consumo de 0,074 kWh de energia eléctrica para a produção de 1 kg de metanol. É também considerado o tratamento biológico dos efluentes líquidos que resultam da destilação do metanol (Althaus et al., 2007). Da coluna de destilação resultam efluentes líquidos que contêm água, metanol, etanol, álcoois e quantidades variáveis de parafina (Primas, 2007).

#### **4.3.3 Produção de sabão a partir de OAU**

O outro processo de valorização em estudo é a produção de sabão, que se encontra representada na Figura 4.5, e que compreende em primeiro lugar uma fase de pré-tratamento, que consiste numa filtração e decantação, e posteriormente, resume-se nas seguintes fases: reacções de saponificação e de neutralização, mistura, extrusão, corte e embalamento.

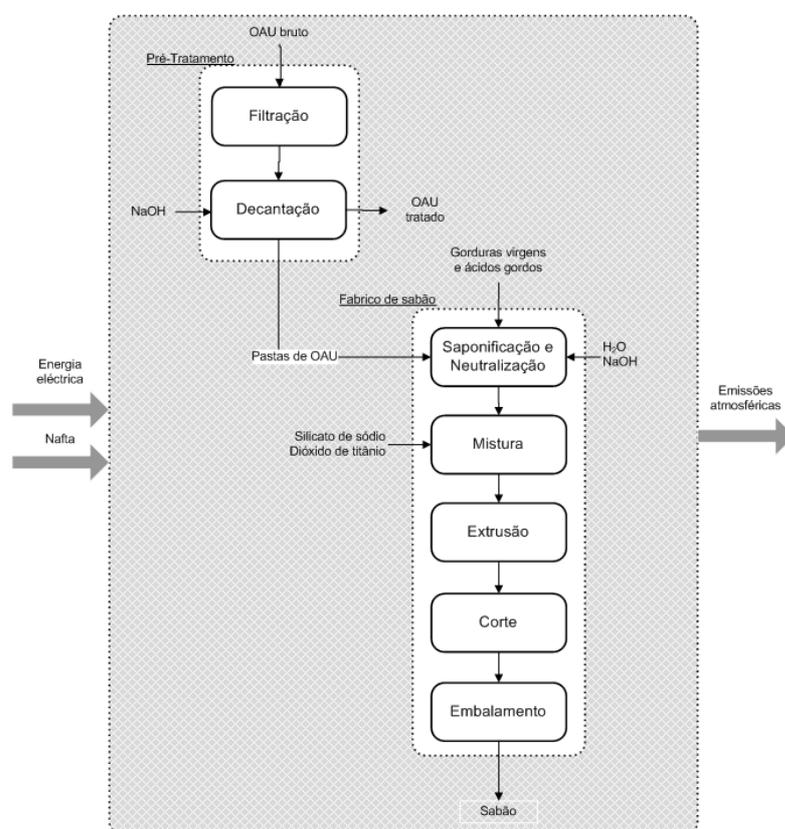
Neste processo, no pré-tratamento dos OAU, é suficiente uma filtração, para separar as partículas sólidas, e uma sedimentação seguida de uma decantação para separar a fase mais densa dos OAU da fase menos densa, obtendo uma matéria-prima que pode ser utilizada no processo de produção do sabão e um co-produto constituído pela fase menos densa do OAU. De acordo com dados fornecidos pela indústria de valorização 1 ton de OAU dá origem a 0,15 ton de pastas de OAU. Neste caso, as cargas ambientais foram alocadas na totalidade às pastas de OAU utilizada na produção de sabão por não ter sido possível recolher dados individualizados para esta fase do processo.

Como vimos anteriormente, a incorporação de OAU no fabrico de sabão é feita em pequenas quantidades, uma vez que apresenta um ponto de fusão mais baixo, em comparação com o óleo de palma ou a gordura animal, encontrando-se por esse motivo no estado líquido à temperatura ambiente. O que geralmente acontece na indústria de produção de sabão é o seguinte: as matérias-primas, que neste caso são o óleo de palma, a estearina de palma, os ácidos gordos de coco, os ácidos gordos de palma, a gordura animal e o OAU, são mantidas dentro de tanques a temperatura controlada. Através de um sistema doseador faz-se a sua alimentação à caldeira de fabrico onde, pela adição de NaOH e na presença de água, ocorrem reacções de saponificação de óleos e gorduras e de neutralização de ácidos gordos, em simultâneo, de onde resulta

---

uma massa, que é o sabão. Em seguida, o sabão sofre um processo de branqueamento através da mistura de agentes branqueadores, neste caso, dióxido de titânio. É ainda adicionado silicato de sódio, um aditivo responsável pelo aumento da liga do sabão e também poder-lhe-ão ser adicionados corantes e perfumes.

Posteriormente, o sabão é submetido à fase de extrusão, processo onde o sabão é forçado a passar através de uma matriz adquirindo a forma pretendida. O sabão é finalmente cortado e embalado. Na Figura 4.5 encontra-se esquematizado o diagrama do processo de produção descrito.



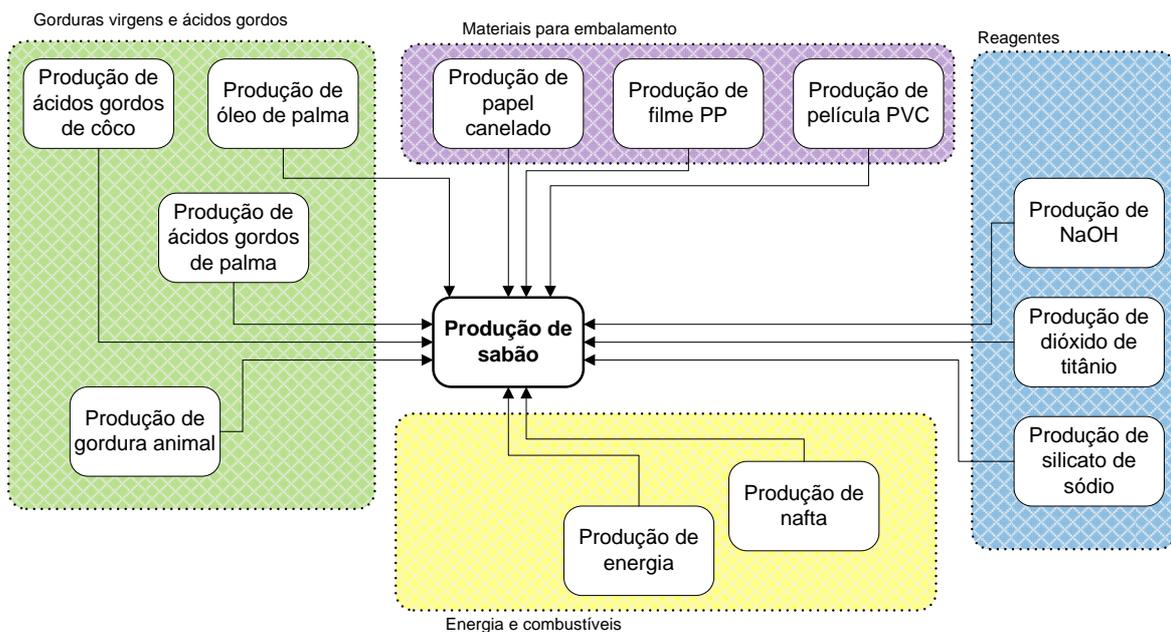
**Figura 4.5** Processo de produção de sabão.

Os dados de inventário são representativos do ano 2009, por questões de confidencialidade, não são apresentados.

#### 4.3.4 Subsistemas incluídos na produção de sabão a partir de OAU

Tal como acontece no sistema de produção de biodiesel, neste caso também foram considerados os subsistemas incluídos na produção de sabão a partir de OAU (Figura 4.6). Estes subsistemas são constituídos pelas produções: (i) de gorduras virgens e ácidos gordos, (ii) de reagentes e aditivos, (iii) de materiais para embalagem e (iv) de energia eléctrica e combustível. Excluíram-se os processos relativos à produção de perfumes e corantes, porque o consumo destes materiais no sistema em estudo representam um valor inferior a 1% relativamente à UF.

Nas secções seguintes ir-se-á proceder à inventariação dos principais fluxos de recursos, materiais e energia consumidos, bem como as emissões gasosas e emissões para a água produzidas pelos processos de produção, que estão igualmente incluídos no ciclo de vida da produção de sabão, cuja fonte foi a base de dados Ecoinvent v.2.0(2007).



**Figura 4.6** Subsistemas incluídos na produção de sabão a partir de OAU.

#### 4.3.4.1 *Gorduras virgens e ácidos gordos*

Os OAU são uma matéria-prima minoritária no processo de produção de sabão. Existem actualmente diversas matérias-primas que podem ser utilizadas na produção de tensioactivos, como o sabão, sendo a gordura animal considerada como uma das mais tradicionais. Com base em informação fornecida pela indústria alvo deste estudo, foi considerado que no processo de fabrico deste agente tensioactivo ocorre o consumo de gordura animal e óleo de palma, bem como ácidos gordos de origem vegetal (palma e coco).

A inventariação de dados da produção de gordura animal representa dados típicos do processamento de gordura animal na Suíça, correspondentes ao ano de 1999. O inventário inclui o transporte do matadouro para a unidade de processamento e a transformação da gordura animal (Nemecek eKagi, 2007). São também tidos em conta consumos de electricidade, combustível (gás natural) e água (Nemecek eKagi, 2007). Os efluentes líquidos que daqui resultam, apresentando elevados valores de azoto e CBO (Carência Bioquímica de Oxigénio) estão incluídos no inventário, sendo o seu tratamento equiparado ao de um efluente doméstico (Nemecek eKagi, 2007). A produção animal e o processo de abate não estão incluídos nos dados.

Os dados de inventário da produção de óleo de palma utilizados, dizem respeito ao período entre 1998 e 2006, sendo representativos dos principais produtores mundiais de óleo de palma (Malásia e Indonésia) (Jungbluth et al., 2007). O inventário de dados inclui uma série de etapas, tais como, a esterilização, a debulha, a digestão, a prensagem e o fraccionamento do óleo bruto de palma (Jungbluth et al., 2007). Neste processo é também considerada a combustão dos resíduos sólidos provenientes do processo e o tratamento dos efluentes líquidos produzidos (Jungbluth et al., 2007). A palma é constituída por três componentes distintos: o mesocarpo (polpa do fruto, constituído essencialmente por óleo e fibras), o endocarpo (casca da amêndoa do fruto) e ainda o endosperma ou palmiste. Logo após a colheita os frutos são transportados para a zona de processamento, onde, em primeiro lugar, são esterilizados em autoclave de modo a inactivar as enzimas presentes no mesocarpo, evitando assim a formação de ácidos gordos. Procede-se então à debulha através de um cilindro rotativo, de modo a separar o fruto do cacho. De seguida, os frutos sofrem um processo de digestão e prensagem, onde o óleo é separado de uma mistura de fibras e sementes. O óleo bruto poderá ser ainda fraccionado, dando origem a uma fase sólida (estearina de palma) e uma fase líquida (oleína de palma). Por sua vez, a mistura, resultante da digestão e prensagem,

---

---

passa por um processo de separação, constituído por ciclones, de modo a secar e separar as fibras das sementes. As sementes, sofrem um processo de craqueamento onde são separadas as cascas do interior da semente. A parte interior das sementes é presando e é possível obter óleo de palmiste (*palm kernel meal*). As fibras, as cascas e os cachos são utilizadas como combustível em caldeiras para produzir energia, tornando todo o processo auto-suficiente em termos energéticos. Os co-produtos da produção de óleo de palma foram sujeitos a uma alocação, baseada num critério económico, sendo que cerca de 17,3% e das emissões totais do subsistema foram associadas à produção de óleo de palmiste e 1,4% à produção de fibras, cascas e cachos.

Como já foi dito, tanto os ácidos gordos de palma, como os ácidos gordos de coco também são utilizados habitualmente na produção de sabão. Os dados de inventário originais, representativos da média europeia, dizem respeito à produção de ácidos gordos a partir de uma mistura de óleos vegetais (óleo de coco, óleo de palma, óleo de palmiste e óleo de soja), tendo sido alterados de modo a aproximá-los o mais possível ao caso em estudo. Deste modo, foram considerados dois inventários de ciclo de vida distintos, um que diz respeito à produção de ácidos gordos de palma e outro que corresponde à produção de ácidos gordos de coco. Em ambos os casos o inventário de dados inclui, o consumo de energia, água, materiais e produção de resíduos, correspondentes a duas etapas distintas: a produção do óleo vegetal (óleo de palma e óleo de coco) e a separação (*splitting*) dos ácidos gordos (Zah e Hischer, 2007). Para que ocorra esta separação, o óleo vegetal bruto é sujeito a altas pressões e temperaturas, dando origem a duas fases, uma delas que contém glicerol, sendo considerado um co-produto, e outra que contém os ácidos gordos (Zah e Hischer, 2007). Neste caso, não são consideradas as emissões para o meio hídrico.

#### 4.3.4.2 Reagentes e aditivos

Uma das bases comumente utilizadas na produção de sabão, através da reacção de saponificação em meio alcalino, é o NaOH. Este é uma matéria-prima bastante utilizada em diversos processos industriais, não só na indústria de sabões e tensoactivos, mas também na indústria metalúrgica, têxtil e do papel.

Ao nível da União Europeia, o NaOH é produzido essencialmente a partir de cloreto de sódio (NaCl), recorrendo ao processo de electrólise através de três tipos de células: mercúrio, diafragma e membrana (Althaus et al., 2007). O NaOH é geralmente comercializado numa solução aquosa a 50%. No caso da electrólise através da célula de mercúrio é obtida directamente esta solução, enquanto nos restantes tipos de electrólise

---

é obtida uma solução um pouco menos concentrada, sendo necessário concentrar o NaOH através de um processo de evaporação (Althaus et al., 2007). O inventário de ciclo de vida da produção de NaOH utilizado inclui os processos de produção de cloreto de sódio (NaCl), a saturação de NaCl e o tratamento final dos produtos de electrólise (Althaus et al., 2007). Uma vez que o NaOH não é o único produto deste processo de produção, foi atribuída uma alocação de acordo com as massas dos diferentes produtos, sendo o NaOH o que tem maior representatividade, cerca de 52,3%, seguindo-se do cloro com 46,5% e finalmente o hidrogénio com 1,3% (Althaus et al., 2007).

Depois da reacção de saponificação, é adicionado silicato de sódio que tem como objectivo aumentar a liga do sabão, isto é, provoca uma maior interacção entre as matérias-primas. A principal fonte dos dados de inventário de ciclo de vida do processo de produção de silicato de sódio é um estudo executado pela EMPA, de 1997 (Zah eHischier, 2007). Neste estudo, os dados de inventário representam a produção de 91 kton de silicato de sódio numa solução a 48%, que representam uma média de seis produtores europeus de 1995. O inventário de ciclo de vida inclui o consumo de materiais e energia, bem como a produção de resíduos e emissões decorrentes da produção de 1kg de silicato de sódio a 100% (Zah eHischier, 2007).

Caso seja necessário, o sabão sofre um processo de branqueamento através da adição de agentes branqueadores. Neste caso é considerado, como agente branqueador, o dióxido de titânio (TiO<sub>2</sub>), existindo duas vias para a sua de produção: (i). a partir sulfato, ilmenite (óxido natural de ferro e titânio) e escória de titânio e (ii) através de cloreto, ilmenite, escória de titânio e rutilo mineral (Althaus et al., 2007). Os dados de inventário utilizados neste trabalho correspondem a ambos os processos de produção de TiO<sub>2</sub> e são representativos da sua produção mundial. Apesar de este inventário ser baseado em informação confidencial disponibilizada por diversas fontes, sabe-se que inclui o consumo de materiais e energia, bem com a produção de resíduos e emissões líquidas e gasosas em todas as fases do ciclo de vida (Althaus et al., 2007).

#### 4.3.4.3 *Materiais de embalagem*

Neste trabalho são tidos em conta os processos de produção dos materiais para o embalagem do sabão. Entre eles encontram-se a produção de papel canelado utilizado para produzir as caixas onde é transportado o sabão, a fita PVC (policloreto de vinilo) utilizada para isolar as caixas de cartão e ainda a película PP (polipropileno) que consiste numa película que envolve directamente cada unidade de sabão máquina.

---

---

Os dados do inventário de ciclo de vida do papel canelado, produzido a partir de fibra reciclada, são representativos da média europeia e incluem todo o conjunto de operações unitárias responsáveis pelo fabrico de papel (trituração, depuração, refinação, formação da folha, prensagem e a secagem), a produção de energia e ainda o tratamento de águas residuais, não estando incluído, no entanto, o processo de montagem das caixas de papel canelado (Hischier, 2007). No que diz respeito à produção de fita PVC e filme PP, os dados de inventário de ciclo de vida de ambos também são representativos da média europeia, e incluem, respectivamente, a produção de resina PVC e resina PP, o transporte da resina para o local de processamento e o embalamento do produto final para expedição.

#### **4.3.5 Energia e combustíveis**

A inclusão da produção de energia eléctrica é justificada uma vez que é utilizada energia eléctrica, da rede nacional, como força motriz nos vários equipamentos, iluminação, e aparelhos de climatização. A energia eléctrica é produzida fundamentalmente por três processos: térmico, hidráulico e nuclear.

Como foi referido anteriormente, a nafta é o único combustível utilizado nos processos de fabrico do biodiesel e do sabão estudados. A produção de nafta, também denominada pré-combustão, inclui a extração do petróleo primário, o transporte até ao local de processamento e a fase de refinação do petróleo (Jungbluth, 2007).

#### **4.3.6 Transporte**

Os OAU são transportados em barricas por operadores de gestão de OAU, devidamente licenciados. O processo mais vulgarmente utilizado por este tipo de recolhedores é a colocação de barricas de 50 litros nos potenciais locais de produção, nomeadamente, nas cozinhas dos restaurantes, escolas, lares e outros locais com cantinas. Os recolhedores fazem a recolha do recipiente cheio gratuitamente, em camiões de 14 ton, com uma frequência pré-determinada ou através da marcação por telefone, substituindo-o por um vazio. De seguida procedem a um tratamento prévio destes resíduos nas suas instalações e colocam o OAU (tratado) em unicubos cujo peso pode variar entre 740 kg e 920 kg. Foi estimada uma distância média percorrida no transporte de OAU, proveniente do sector HORECA, doméstico e indústria alimentar, até à indústria de valorização de OAU, que se encontra representada na Tabela 4.3 e na Tabela 4.4. Assumiu-se que a distância percorrida nesta etapa é igual para o processo de produção de biodiesel e para o processo de produção de sabão.

Além do transporte de OAU, também foi quantificado o transporte dos materiais incluídos na produção de biodiesel e sabão a partir de OAU, desde o país de origem até à unidade valorização de OAU. Tal como se pode verificar na *Tabela 4.3*, no sistema de produção de biodiesel incluem-se os transportes: de reagente e catalisador para a reacção de transesterificação e da nafta. Para cada tipo de transporte está indicada a distância média percorrida. Esta informação foi disponibilizada pelos fornecedores dos materiais em questão.

**Tabela 4.3** *Perfil dos transportes da produção de biodiesel a partir de OAU.*

		<i>Tipo de transporte</i>	<i>Distância (km)</i>
OAU		Camião 14 ton	40
		Camião 40 ton	300
Reagente e catalisador	NaOH	Camião 40 ton	55
	Metanol	Camião 40 ton	2163
Combustível	Nafta	Camião 25 ton	9

No caso da produção de sabão, foi considerado o transporte de gorduras e ácidos gordos, de reagentes e aditivos, de materiais para embalagem e de nafta, desde a sua unidade de produção, no respectivo país de origem, até à indústria de produção de sabão. A *Tabela 4.4* resume o perfil dos transportes incluídos na produção de sabão a partir de OAU, indicando para cada tipo de transporte a distância média percorrida. Esta informação também foi disponibilizada pelos fornecedores dos materiais em questão.

Neste trabalho são considerados dois tipos de camião: de 40 ton e 14 ton, ambos utilizados no transporte dos materiais necessários para os processos de produção em estudo. Os factores de emissão associados à queima de gasóleo em ambos os camiões incluem a operação do camião e a pré-combustão do gasóleo consumido (Spiegelman et al., 2007). O consumo de gasóleo foi retirado de Volvo (2006), sendo de 35 litros a cada 100 km percorridos para veículos de 40 ton (carga útil de 24 ton) e um consumo de 30 litros a cada 100 km percorridos para veículos de 14 ton (carga útil de 8,5 toneladas). Importa ainda referir que, quando a viagem de regresso é efectuada com o camião vazio, esta viagem é quantificada considerando que a distância da viagem de regresso é igual à

da viagem de ida e que o consumo de gasóleo é de 26 litros a cada 100 km para o camião de 40 ton e de 25 litros a cada 100 km para o camião de 14 ton (Volvo, 2006).

**Tabela 4.4** Perfil dos transportes da produção de sabão a partir de OAU.

<i>Input</i>	<i>Substância</i>	<i>Tipo de transporte</i>	<i>Distância (km)</i>
OAU		Camião 14 ton	40
		Camião 40 ton	300
Gorduras e ácidos gordos	Óleo de palma	Camião 40 ton	1177
		Navio cisterna	12227
	Gordura animal	Camião 40 ton	36
	Ácidos gordos de coco	Camião 40 ton	1177
	Ácidos gordos de palma	Camião 40 ton	1177
Materiais de embalagem	Papel canelado	Camião 40 ton	76
		Filme PP	Camião 40 ton
		Camião 14 ton	12
	Fita PVC	Camião 40 ton	2381
		Camião 14 ton	12
Reagentes e aditivos	NaOH	Camião 40 ton	55
	TiO <sub>2</sub>	Camião 40 ton	2163
	Silicato de Sódio	Camião 40 ton	564
Combustível	Nafta	Camião 25 ton	9

Também foi considerado o transporte por via marítima, uma vez que a óleo de palma utilizada como matéria-prima na produção de sabão tem origem, essencialmente, na Malásia. Para o devido efeito foram considerados os factores de emissão associados ao consumo de fuelóleo de um navio cisterna (capacidade máxima: entre 50 000 e 30 0000

ton) (Spiegelman et al., 2007). Os dados de inventário, de âmbito global, são representativos de propulsão a motor diesel (38%) e turbina a vapor (62%).

#### **4.3.7 Produção de biodiesel a partir de óleos vegetais**

Para ser possível a comparação dos impactes ambientais associados aos processos de produção de biodiesel e sabão a partir de OAU, foi necessário considerar dois sistemas (A e B) distintos com funções análogas. Para o devido efeito, um dos sistemas que foi criado (B) inclui a produção de sabão a partir de OAU e a produção de biodiesel a partir de óleos virgens, nomeadamente, óleo de palma, soja ou colza. Nestes três casos distintos os dados de inventário dizem respeito à produção de 1 kg de biodiesel e foram obtidos na base de dados Ecoinvent. No processo de produção de biodiesel é produzido glicerol como co-produto tendo sido adoptado um critério de alocação económico, onde 12,9% das emissões totais são atribuídas ao glicerol. O inventário de ciclo de vida, além de incluir a indústria de produção de biodiesel e glicerol, contém ainda a produção de matérias-primas e auxiliares e o seu respectivo transporte. No que se refere à produção do óleo vegetal utilizado na produção do biodiesel, estão incluídas as etapas de cultivo, transporte e a indústria de extracção. O tratamento de efluentes líquidos também é considerado em todos os processos.

O ICV da produção de óleo de palma já foi apresentado anteriormente, na subsecção 4.3.4.1. Em relação ao óleo de soja são considerados os dados de inventário da produção de óleo de soja, incluindo a distribuição, no Brasil. O Brasil é o segundo maior detentor de plantações de soja no mundo, apresentando uma produção de cerca de 50 milhões de óleo de soja por ano (Jungbluth et al., 2007). O tipo de tecnologia utilizado na extracção de óleo de soja no Brasil é semelhante à utilizada em contexto europeu. Quando as sementes de soja chegam até à zona de processamento são limpas e sofrem uma secagem, para que posteriormente sejam sujeitas ao processo de debulha. A acção de debulha consiste num processo de craqueamento onde são separadas as cascas do interior da semente. Os núcleos das sementes são encaminhados para a zona de extracção do óleo, que é feita através de um solvente, o hexano, uma vez que a alternativa, um processo mecânico de prensagem, é mais dispendioso e menos eficiente (Jungbluth et al., 2007). Após condensação, o solvente pode ser reciclado e reintroduzido no processo, tendo ainda como principal vantagem a produção de um óleo com elevado grau de pureza. Por sua vez, as cascas constituem uma matéria-prima que é sujeita a queima directa para produzir energia. De acordo com Jungbluth et al.(2007), 1 ton de sementes de soja, que contém cerca de 11% de água e 19,5% de óleo, dá origem a

---

---

182,4 kg de óleo de soja e 758,2 kg de cascas. Neste caso procedeu-se a uma alocação económica, ou seja, considera-se que 59,3% de todas as entradas e saídas, no processo de produção de óleo de soja, devem-se à produção de cascas de sementes de soja.

Por último, os dados de inventário do óleo de colza dizem respeito a uma indústria de extracção de óleo Suíça, e inclui dados representativos do cenário europeu da extracção de óleo de colza (Jungbluth et al., 2007). Este ICV inclui a extracção de óleo de colza, incluindo os transportes, e a produção das cascas das sementes de colza, que constituem um co-produto deste processo (Jungbluth et al., 2007). Quando as sementes de colza chegam à indústria de extracção de óleo são peneiradas de modo a que lhes sejam retiradas as impurezas. De seguida, as sementes são encaminhadas para a zona de extracção de óleo e sofrem um processo mecânico de prensagem. As cascas das sementes constituem um co-produto, que geralmente é utilizado como ração animal, sendo que cerca de 24,6% das emissões deste processo foram alocadas a este co-produto, tendo em conta um critério económico (Jungbluth et al., 2007). O óleo de colza, por sua vez, é refinado e encaminhado para a indústria de produção de biodiesel.

Os dados de inventário da produção de biodiesel, a partir de óleo de soja, óleo de palma ou óleo de colza, tiveram como referência dados de uma indústria europeia, mas foram adaptados ao modelo de produção do país de origem dos óleos vegetais, ou seja, no caso da produção de biodiesel a partir de soja, ao Brasil, e na produção de biodiesel a partir de palma, à Malásia. O tipo de tecnologia utilizado teve como referência a unidade industrial EcoEnergie Etoy, cuja capacidade de produção é de 22 000 toneladas por ano de biodiesel, descrita em Jungbluth et al. (2007). De um modo geral, o processo de produção de ésteres alquílicos (biodiesel) que ocorre nesta indústria resume-se à reacção de transesterificação do óleo, neste caso vegetal, com uma mistura de metanol (fóssil) e KOH (catalisador). Na realidade ocorrem dois tipos de reacções: de neutralização, devido à presença de ácidos gordos dos óleos vegetais e de saponificação. Ambas as reacções consomem catalisador e resultam na formação de sabões, uma vez que na reacção de neutralização também se produz água. A presença de água, sabões e metanol nos ésteres alquílicos carece, posteriormente, de uma etapa de purificação para que o produto final cumpra os requisitos exigidos pela norma EN 14214 (CEN, 2003). A água e o metanol são removidos do biodiesel através de evaporação e o metanol é posteriormente recuperado por condensação e reintroduzido no processo. O glicerol que se forma como co-produto é separado do biodiesel, quase na totalidade, por decantação e apresenta um grau de pureza de cerca de 60%. Segundo

Jungbluth et al.(2007), 1 t de óleo de soja ou de óleo palma geram a mesma quantidade de biodiesel e glicerol, isto é, 972,7 kg e 106,1 kg, respectivamente.

#### **4.3.8 Produção de sabão a partir de óleos vegetais**

O sistema A em estudo, inclui a produção de biodiesel a partir de OAU e a produção de sabão a partir de óleos vegetais virgens. Os dados de inventário da produção de sabão a partir de óleos vegetais virgens incluem o consumo de energia, água, materiais e produção de resíduos (Zah eHischier, 2007). O processo de produção de sabão considera, numa primeira fase, as reacções sucessivas de saponificação e neutralização, em meio alcalino (NaOH), na presença de uma mistura de óleos virgens e ácidos gordos, de cadeia curta (C12-14 derivados do óleo de coco) e cadeia longa (C16-18 derivados do óleo de palma) e, numa segunda fase, a adição de NaCl à mistura anterior para se conseguir fazer precipitar o sabão (sais de ácidos carboxílicos) (Zah eHischier, 2007). Este tipo de processo de produção gera uma quantidade considerável de glicerol, em média cerca de 0,105 kg por cada quilograma de sabão (Zah eHischier, 2007). Os dados de inventário consideram que nenhum glicerol fica retido no sabão, ou seja, é removido durante o processo na sua totalidade e utilizado como co-produto.

#### **4.4 Avaliação de impactes**

Em 1992, o *Centre of Environmental Science* (CML) da Universidade de Leiden desenvolveu e publicou o primeiro *Dutch Guide to LCA – Enviromental Life Cycle Assesement of products. Guide and Backgrounds* (Heijungs et al., 1992). Neste trabalho, a avaliação de impactes ambientais dos processos de valorização de OAU é orientada pela versão mais recente do *Dutch Guide to LCA*, o CML 2001 (Guinée et al., 2001).

De acordo com as normas ISO, as três últimas etapas da fase de avaliação de impactes, nomeadamente, a normalização, o agrupamento e a ponderação, são facultativas. Assim, neste trabalho a avaliação de impactes é feita apenas até à caracterização, sendo esta uma das etapas obrigatórias da metodologia. Nesta fase as substâncias que contribuem para uma categoria de impacte são multiplicadas por um factor de caracterização que expressa a contribuição relativa dessa mesma substância para a categoria de impacte considerada. As categorias de impacte consideradas no âmbito deste trabalho são: depleção dos recursos abióticos, alterações climáticas, formação de oxidantes fotoquímicos, acidificação e eutrofização.

---

A depleção de recursos abióticos (recursos naturais, tais como, minerais e combustíveis fósseis) é uma das categorias de impacto que suscita maior discussão entre investigadores e consequentemente aquela que apresenta uma grande variedade de métodos para caracterizar a sua contribuição (Guinée et al., 2001). Neste trabalho considera-se apenas a extracção de combustíveis fósseis. Os Factores de Depleção Abiótica (FDA), dados por Guinée et al. (2001), são determinados para cada tipo de combustível fóssil, com base nas suas reservas (Tabela 4.5) apresentando-se sob a forma de kg de antimónio equivalente por cada kg (ou m<sup>3</sup> no caso do gás natural) de combustível extraído.

**Tabela 4.5** *Factores de depleção de recursos abióticos para combustíveis fósseis (Guinée et al., 2001).*

<i>Combustível fóssil</i>	<i>Factor de depleção abiótica (kg Sb-eq.)</i>
Carvão-hulha (kg)	0,0134
Carvão-lignite (kg)	0,00671
Gás natural (m <sup>3</sup> )	0,0187
Petróleo (kg)	0,0201

As alterações climáticas estão relacionadas com as emissões de gases com efeito de estufa para a atmosfera. A emissão destes gases é responsável pelo aquecimento global da superfície terrestre e consequentemente pode provocar efeitos adversos na saúde humana e nos ecossistemas. O indicador utilizado nesta categoria de impacto é o Potencial de Aquecimento Global (PAG), e pode ser calculado para diversas substâncias ao longo dos períodos de 20, 100 e 500 anos, constituindo o contributo potencial dessa substância para o efeito de estufa.

Neste trabalho, os factores de caracterização são os estabelecidos pelo IPCC (2006) para um período de 100 anos (PAG<sub>100</sub>), sendo esta a opção mais comum em estudos de ACV. Os parâmetros que se consideram neste trabalho para esta categoria de impacto são o CH<sub>4</sub>, o CO<sub>2</sub> de origem fóssil e o N<sub>2</sub>O, estando a sua contribuição para a absorção da radiação na atmosfera indicada na Figura 4.6, tendo como referência o CO<sub>2</sub> e por essa razão expressa em kg de CO<sub>2</sub> equivalente por kg de gás emitido.

**Tabela 4.6** Potenciais de aquecimento global (IPCC, 2006).

Parâmetro	Potencial de aquecimento global (kg CO <sub>2</sub> -eq.)
CO <sub>2</sub>	1
CH <sub>4</sub>	25
N <sub>2</sub> O	298

A formação de oxidantes fotoquímicos consiste no aparecimento de composto químicos reactivos, tais como o ozono, a partir da degradação de compostos orgânicos pela acção de luz solar e de determinados poluentes atmosféricos. Um exemplo deste fenómeno é a oxidação fotoquímica de COV e monóxido de carbono (CO), que ocorre na troposfera, na presença de radiação ultravioleta e óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>). A formação de oxidantes fotoquímicos é nociva à saúde humana e aos ecossistemas, podendo também provocar efeitos negativos em culturas agrícolas. O Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímico (PFOF), expresso em kg de etileno equivalente por kg de gás emitido, é o indicador utilizado neste trabalho para avaliar esta categoria de impacte (Tabela 4.7).

**Tabela 4.7** Potencial de formação de oxidantes fotoquímicos (Derwent et al., 1998; Jenkin eHayman, 1999).

Substância	Potencial de formação de oxidantes fotoquímicos (kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -eq.)
CH <sub>4</sub>	0,006
SO <sub>2</sub>	0,048
CO	0,027

O processo de acidificação é causado pela libertação de diversas substâncias para a atmosfera (p. ex. NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> e NH<sub>3</sub>) e conseqüente deposição acídica nos sistemas aquáticos e terrestres. O desenvolvimento das espécies não adaptadas a estas condições fica comprometido, alterando-se o equilíbrio dos ecossistemas. Os Potenciais de Acidificação (PA) para as emissões atmosféricas consideradas para esta categoria são calculados por Huijbregts (1999b) com o modelo adaptado RAINS 10 e são apresentados na Tabela 4.8, estando expressos em kg de SO<sub>2</sub> equivalente por kg de gás emitido.

**Tabela 4.8** Potencial de acidificação (Huijbregts, 1999b).

Parâmetro	Potencial de acidificação (kg SO <sub>2</sub> -eq.)
NH <sub>3</sub>	1,6
NO <sub>x</sub> , incluindo NO <sub>2</sub>	0,5
SO <sub>2</sub>	1,2

A eutrofização é um fenómeno natural que consiste no enriquecimento dos ecossistemas em nutrientes, o que provoca o aumento de produção de biomassa e a diminuição da concentração de oxigénio nos meios receptores durante a degradação da matéria orgânica. No entanto, a acção do Homem, geralmente tem por consequência intensificar e acelerar, de forma considerável, este processo por um enriquecimento anormal das águas em elementos nutritivos onde o fósforo e o azoto são os mais importantes. Os Potenciais de Eutrofização são baseados nos procedimentos estequiométricos descritos por Heijungs *et al.* (1992) e expressos em kg de fosfato (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) equivalente por kg de poluente emitido. Os potenciais de eutrofização, bem como os parâmetros considerados nesta categoria de impacte, que incluem emissões para a atmosfera e para a água, estão apresentados na Tabela 4.9.

**Tabela 4.9** Potencial de eutrofização (Heijungs *et al.*, 1992).

	Substância	Potencial de eutrofização (kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -eq.)
Emissões para a atmosfera	NH <sub>3</sub>	0,35
	NO <sub>x</sub> , incluindo NO <sub>2</sub>	0,13
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	1
Emissões para a água	CQO	0,022
	N <sub>total</sub>	0,42
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,1
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,33
	P	3,06
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	1

#### **4.5 Conclusão**

O objectivo deste trabalho consiste na identificação, avaliação e comparação dos impactes ambientais decorrentes das operações de valorização de OAU: a produção de biodiesel e a produção de sabão.

Atendendo ao objectivo de estudo, foram estabelecidos como alvo dois sistemas distintos, que, no entanto, desempenham funções semelhantes. O sistema A que tem como função a produção de biodiesel a partir de OAU e de produção de sabão a partir de óleos vegetais virgens e o sistema B que tem como função a produção de sabão a partir de OAU e a produção de biodiesel a partir de óleos virgens.

Ainda incluídos nestes sistemas (A e B) estão os subsistemas associados aos processos de valorização de OAU. Os subsistemas associados ao sistema A consistem na produção de reagente e catalisador e produção de energia e combustível, enquanto que o sistema B inclui a produção de gorduras virgens e ácidos gordos, a produção de reagentes e aditivos, a produção de materiais para embalagem e produção de energia e combustível. Os transportes de todos os materiais, desde o país de origem até à indústria de valorização, são considerados em ambos os sistemas.

Na recolha de dados de inventário foi dada preferência a valores medidos em unidades fabris de valorização de OAU através da produção de biodiesel e sabão. No entanto, e no que diz respeito aos subsistemas associados a estes processos de produção, foram utilizados valores retirados de base de dados.

A quantificação dos impactes ambientais foi obtida segundo os factores de caracterização sugeridos pelo método CML 2001.

---

## 5 Resultados e discussão

### 5.1 Introdução

A análise de resultados é efectuada ao nível de análise de inventário, com base em parâmetros individuais, e ao nível da avaliação de impactes, com base nas categorias de impacte consideradas.

Os resultados da análise de inventário são apresentados sob a forma percentual por questões de confidencialidade dos dados de inventário. Ao nível da avaliação de impactes assume-se de maior importância a apresentação e discussão dos valores absolutos, evidenciando a contribuição relativa de cada um dos subsistemas e de cada parâmetro individual. Os valores absolutos apresentados e discutidos na análise de inventário são expressos relativamente à UF (1 ton OAU).

Numa primeira fase, é feita uma análise do perfil ambiental da produção de biodiesel a partir de OAU (secção 5.2), apenas com base nos parâmetros individuais e, numa segunda fase, associados às categorias de impacte. Posteriormente, segue-se a análise da contribuição ambiental da produção de sabão a partir de OAU, na secção 5.3, também ao nível de análise de inventário e posteriormente de avaliação de impactes. No final é feita uma análise comparativa dos impactes ambientais globais do ciclo de vida de ambas as operações de valorização, na secção 5.4.

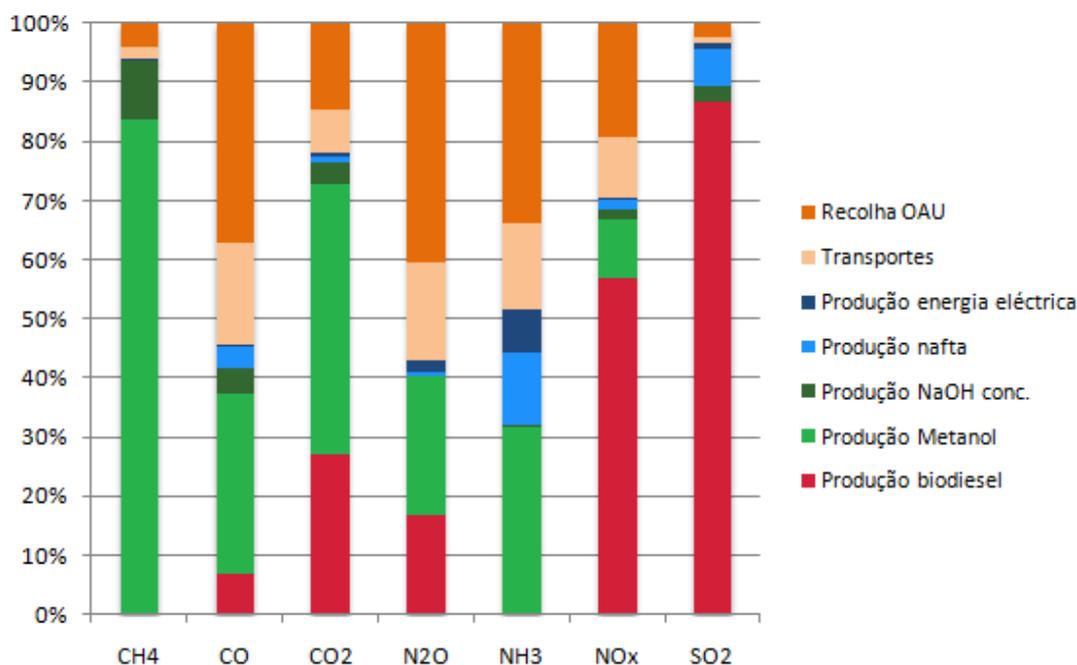
### 5.2 Produção de biodiesel a partir de OAU

Nas subsecções seguintes ir-se-á proceder à análise de inventário e à avaliação de impactes do processo de produção de biodiesel a partir de OAU.

#### 5.2.1 Análise de inventário

Os resultados da análise de inventário da produção de biodiesel a partir de OAU são representados na Figura 5.1 e na Figura 5.2.

A contribuição relativa do processo de produção de biodiesel a partir de OAU e dos subsistemas associados para as emissões atmosféricas dos parâmetros de inventário considerados está representada na Figura 5.1.



**Figura 5.1** Contribuição relativa do processo de produção de biodiesel e dos subsistemas associados, para as emissões atmosféricas.

O processo de produção de biodiesel a partir de OAU contribui, consideravelmente, para as emissões de NO<sub>x</sub> (59%) e de SO<sub>2</sub> (81%) e ainda, apesar de ser em menor quantidade, para as emissões de CO<sub>2</sub> (28%), N<sub>2</sub>O (18%) e CO (8%). Estas emissões resultam fundamentalmente da queima de nafta na caldeira de produção de energia térmica.

Dos processos de produção associados, a produção de metanol é a que contribui mais significativamente para cada um dos poluentes atmosféricos considerados neste estudo, à excepção do SO<sub>2</sub>. Esta situação poder-se-á justificar pelo facto da indústria alvo deste estudo não recuperar o metanol após a reacção transesterificação e, por esse motivo apresentar consumos específicos de metanol relativamente elevados. Cerca de 84% das emissões totais de CH<sub>4</sub> são provenientes da produção de metanol, uma vez que o metanol utilizado é produzido a partir de gás natural. Ainda em relação a este poluente, cerca de 11% da sua emissão deve-se à produção do catalisador (NaOH). Em relação aos restantes gases, a contribuição da produção de NaOH é bastante menor, destacando-se apenas as emissões de CO (5%) e CO<sub>2</sub> (4%). Por outro lado, cerca de

---

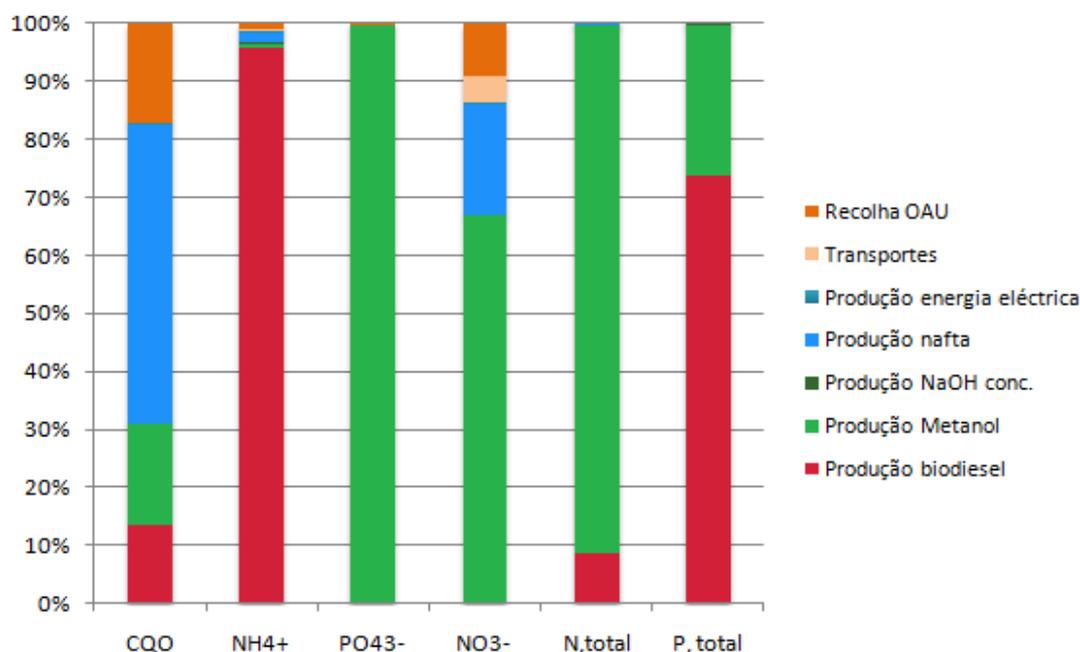
33% e 47% das emissões de CO e CO<sub>2</sub> devem-se à produção de metanol, faltando ainda referir que este processo também tem um contributo considerável para as emissões de N<sub>2</sub>O (26%) e NH<sub>3</sub> (34%).

O sector dos transportes inclui o transporte de todos os materiais, desde o seu país de origem até à indústria de produção de biodiesel. As emissões de CO, N<sub>2</sub>O e NH<sub>3</sub> derivadas deste sector representam uma parte significativa das emissões globais destes poluentes, apresentando um contributo de 18%, 18% e 15% respectivamente. Muito superior é, no entanto, a contribuição da recolha de OAU do sector HORECA e indústria alimentar até à indústria de valorização de OAU, contribuindo com cerca de 33%, 37% e 30% para as emissões de CO, N<sub>2</sub>O e NH<sub>3</sub>, respectivamente. Em relação às emissões de CO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>, a contribuição apesar de ser menor, ainda é significativa quando comparada com os restantes transportes (13% e 17% respectivamente).

A produção de energia (eléctrica e nafta) consumida neste sistema tem um contributo menor na emissão destes poluentes atmosféricos, à excepção da produção de nafta que contribui mais significativamente para as emissões de NH<sub>3</sub>, CO e SO<sub>2</sub> representando 13%, 4% e 6% das emissões, respectivamente.

Na Figura 5.2 é apresentada a contribuição relativa do processo de produção de biodiesel a partir de OAU e dos subsistemas associados, para as emissões líquidas.

O processo de produção de metanol, tem um contributo muito expressivo para as emissões de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (100%), N<sub>total</sub> (91%) e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (67%). Ainda relativamente a este processo, é de salientar, o contributo significativo para as emissões das emissões de CQO (14%) e P<sub>total</sub> (26%). Estas emissões têm origem na destilação do metanol de onde resultam efluentes líquidos.



**Figura 5.2** Contribuição relativa do processo de produção de biodiesel e dos subsistemas associados para as emissões líquidas.

As actividades desenvolvidas na indústria de biodiesel a partir de OAU contribuem, em grande parte, para os parâmetros considerados nas emissões líquidas, de onde se destacam, essencialmente, as emissões de  $\text{NH}_4^+$  (96%) e  $\text{P}_{\text{total}}$  (74%), e ainda, embora com uma carga menos evidente, as emissões de CQO (14%) e  $\text{N}_{\text{total}}$  (93%). Estas emissões devem-se essencialmente à descarga, em meio hídrico, dos efluentes líquidos, já tratados, provenientes da lavagem de biodiesel. É de destacar também as emissões de CQO (53%),  $\text{NO}_3^-$  (19%) e  $\text{NH}_4^+$  (2%) que resultam da produção da nafta e as emissões de CQO (15%) e  $\text{NO}_3^-$  (8%) da recolha de OAU. Relativamente aos restantes subsistemas, a produção de NaOH concentrado, a produção de energia eléctrica e os transportes dos materiais envolvidos no sistema em estudo, não existem contribuições significativas para cada um dos parâmetros considerados nas emissões líquidas.

### 5.2.2 Avaliação de impactes

A Tabela 5.1 apresenta a quantificação total, expressa relativamente à unidade funcional (1ton OAU), de cada uma das categorias de impacte consideradas e que decorrem da produção de biodiesel a partir de OAU, incluindo os subsistemas associados (produção de reagente e catalisador, energia eléctrica, produção de nafta, transporte de materiais e recolha de OAU).

**Tabela 5.1** *Impactes totais decorrentes da produção de biodiesel e dos subsistemas associados.*

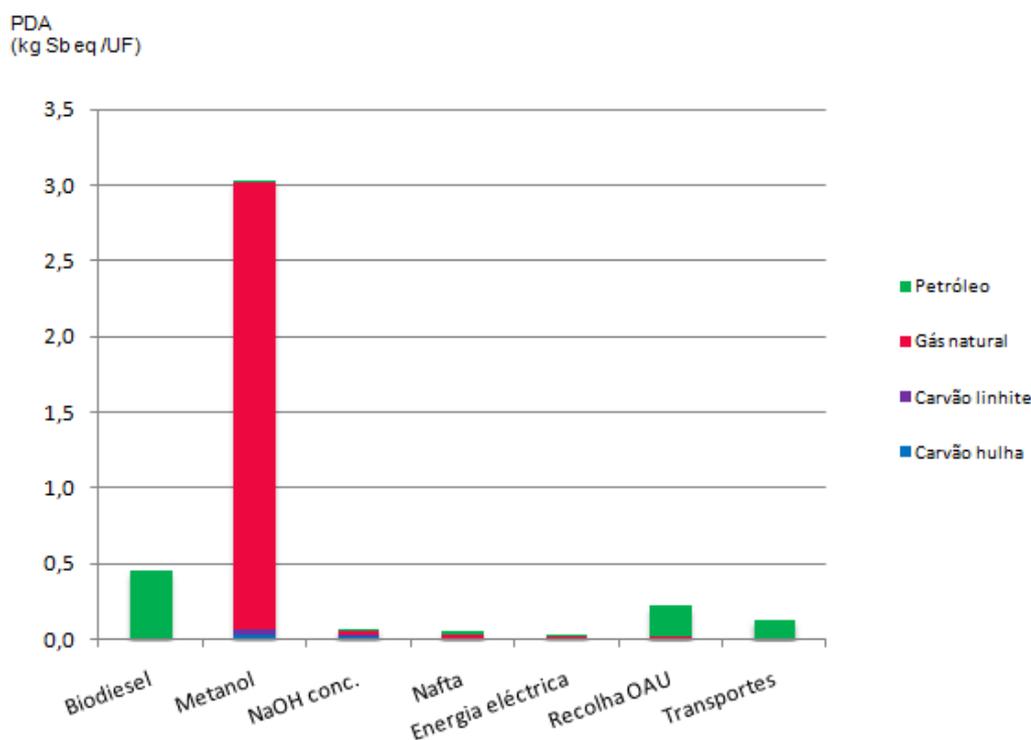
<i>Categorias de impacte</i>	<i>Total [por UF]</i>
Depleção de recursos abióticos	3,96 kg Sb eq
Aquecimento global	290,73 kg CO <sub>2</sub> eq
Formação de oxidantes fotoquímicos	0,09 kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq
Acidificação	2,74 kg SO <sub>2</sub> eq
Eutrofização	0,26 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq

De seguida serão apresentados e discutir os resultados da avaliação de impactes, evidenciando a contribuição relativa de cada um dos subsistemas e de cada parâmetro individual.

O PDA decorrente da produção de biodiesel a partir de OAU e dos subsistemas associados é de cerca de 3,96 kg de SB eq. A contribuição relativa de cada um dos subsistemas associados à produção de biodiesel para esta categoria de impacte é apresentada na Figura 5.3.

Da Figura 5.3 observa-se que a produção de metanol é o processo que mais contribui para o PDA. O metanol é produzido a partir de gás de síntese, que por sua vez deriva do gás natural, sendo responsável pelo PDA de 3,03 kg de Sb eq.

A produção de biodiesel, a recolha de OAU e o transporte de materiais, devido essencialmente ao consumo de petróleo que, no caso do biodiesel, ocorre na caldeira para a produção de energia térmica, são responsáveis pelo PDA de cerca de 0,45; 0,22 e 0,13 kg de Sb eq, respectivamente.



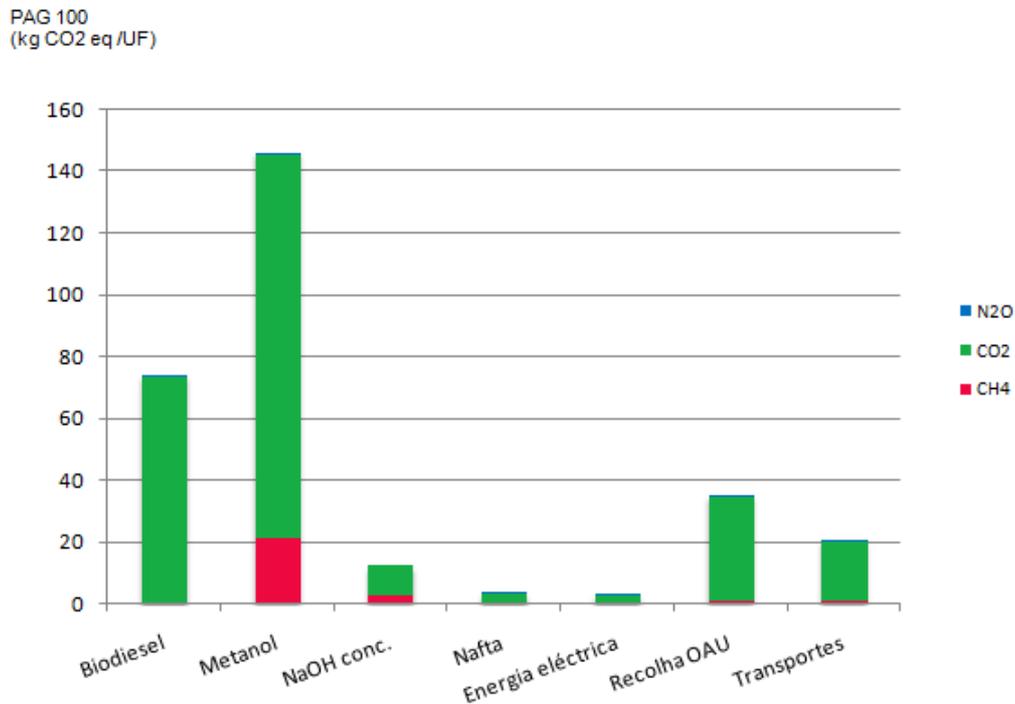
**Figura 5.3** Potencial de depleção abiótica da produção de biodiesel e dos subsistemas associados.

A produção de biodiesel e os subsistemas associados apresentam um Potencial de Aquecimento Global (PAG<sub>100</sub>) de 290,73 kg de CO<sub>2</sub> eq. A contribuição relativa de cada um dos subsistemas associados à produção de biodiesel para esta categoria de impacto é apresentada na Figura 5.4.

Pela análise da Figura 5.4. verifica-se que a produção de metanol apresenta um PAG<sub>100</sub> de 145,39 kg de CO<sub>2</sub> eq., sendo o subsistema que mais contribui para o PAG<sub>100</sub> de todo do sistema, seguido pelo processo de produção de biodiesel, que apresenta uma contribuição de 73,32 kg de CO<sub>2</sub> eq. Tanto neste subsistema como nos restantes, as emissões de CO<sub>2</sub> são as que mais contribuem para esta categoria de impacto representando mais de 90% do potencial de aquecimento global do sistema. As emissões de CH<sub>4</sub> apesar de serem a segunda maior contribuição, representam apenas 9% do PAG<sub>100</sub>. Ainda em relação às emissões de CH<sub>4</sub>, importa referir que, é no processo de produção de metanol, que revelam maior expressividade, cifrando cerca de 14% do potencial de aquecimento global deste processo.

A recolha de OAU e o transporte de materiais são responsáveis por cerca de 34,75 e 20,10 kg de CO<sub>2</sub> eq, respectivamente. Enquanto a produção de energia eléctrica, a

produção de nafta e a produção de NaOH, apresentam uma contribuição mais reduzida, totalizando apenas com 17,17 kg de CO<sub>2</sub> eq.



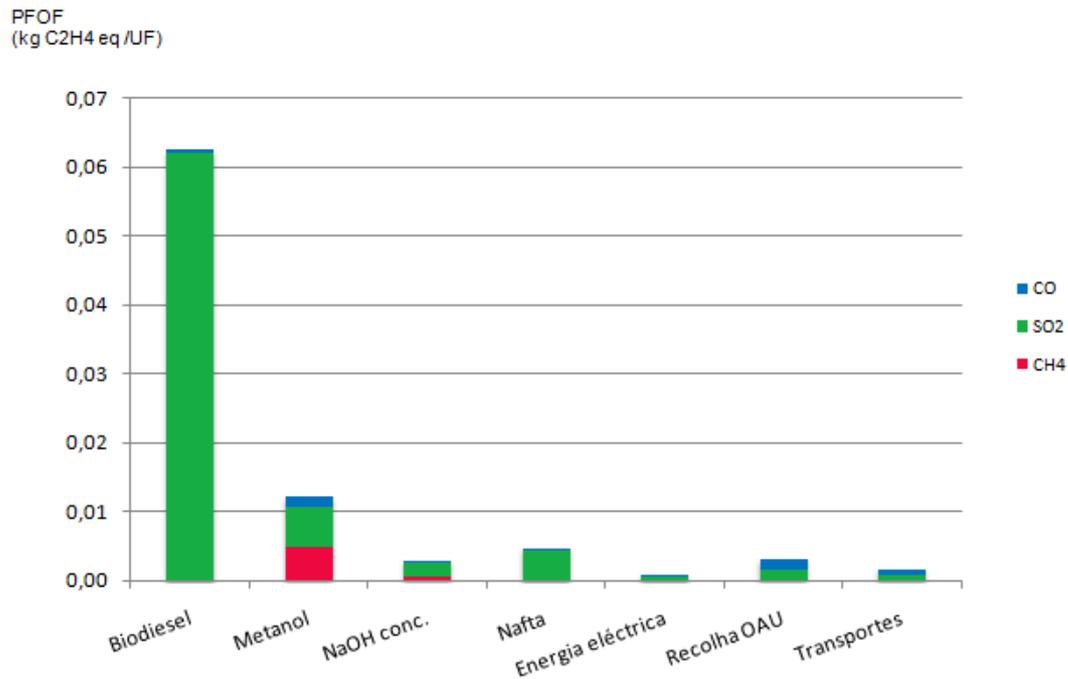
**Figura 5.4** Potencial de aquecimento global (PAG<sub>100</sub>) da produção de biodiesel e dos subsistemas associados.

O potencial de formação de oxidantes fotoquímicos (PFOF), da produção de biodiesel a partir de OAU e dos subsistemas associados é de cerca de 0,08 kg de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq, sendo que a contribuição relativa de cada um dos subsistemas associados, para esta categoria de impacte, encontra-se detalhada na Figura 5.5.

As emissões de SO<sub>2</sub> decorrentes da queima de nafta, na caldeira de produção de vapor na produção de biodiesel, são responsáveis por cerca de 99% do PFOF, que é de 0,06 kg de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq.

O PFOF da produção de metanol, é de 0,012 kg de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq, sendo que deste, 46% se deve às emissões de SO<sub>2</sub>, 41% às emissões de CH<sub>4</sub> e o restante às emissões de CO.

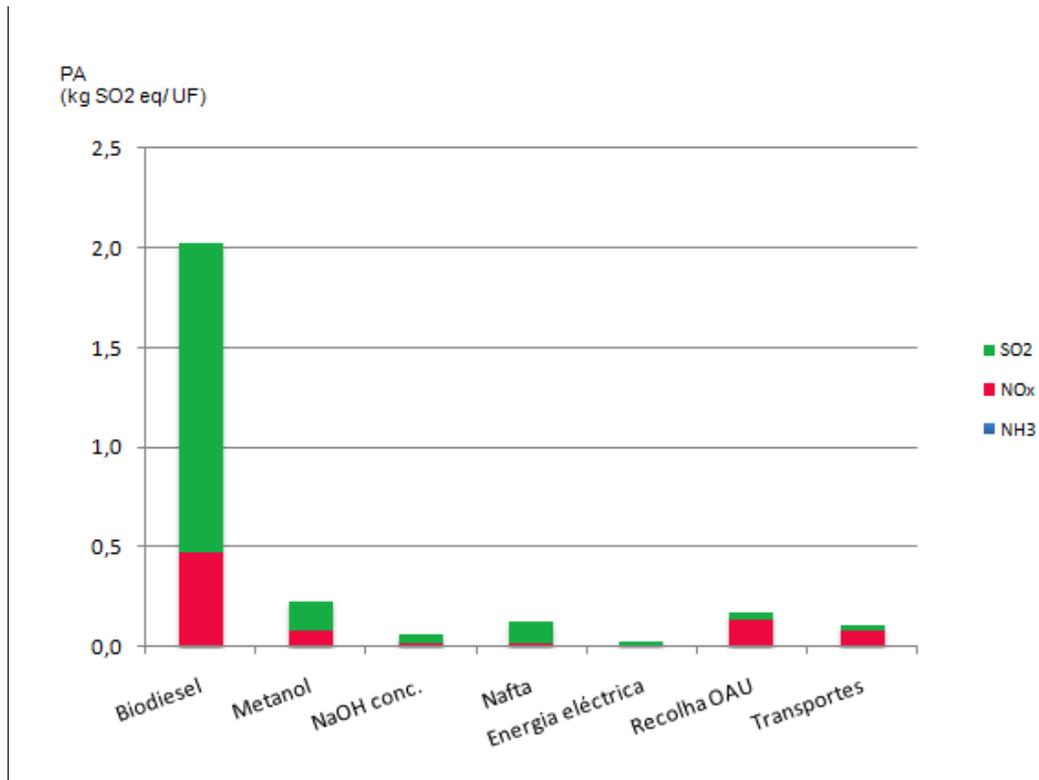
As produções de energia eléctrica, de NaOH e de nafta, bem como a recolha de OAU e o transporte de materiais apresentam uma contribuição mais reduzida para esta categoria de impacte, uma vez que em conjunto possuem apenas um PFOF de 0,013 kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq. Porém, destes subsistemas destaca-se, a produção de nafta com uma contribuição de 0,005 kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq.



**Figura 5.5** Potencial de formação de oxidantes fotoquímicos da produção de biodiesel e dos subsistemas associados.

O Potencial de Acidificação (PA) total da produção de biodiesel a partir de OAU e dos subsistemas associados é de 2,73 kg de SO<sub>2</sub> eq, sendo que as contribuições relativas de cada um dos subsistemas associados encontram-se na Figura 5.6.

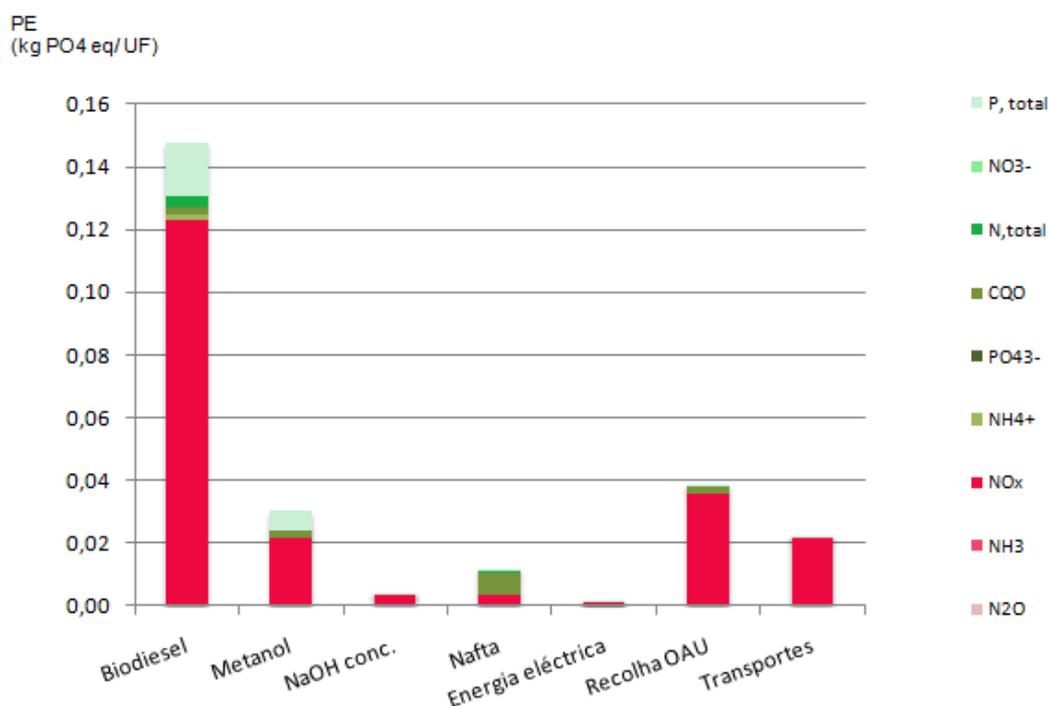
As actividades desenvolvidas na unidade industrial de biodiesel a partir de OAU, nomeadamente a queima de nafta, representam um PA de aproximadamente 2,03 kg de SO<sub>2</sub> eq, ou seja, cerca de 74% do PA de todo o sistema. As emissões de SO<sub>2</sub> são as que mais contribuem para este facto, sendo responsáveis por cerca de 77%, enquanto as emissões de NO<sub>x</sub> representam 23%.



**Figura 5.6** Potencial de acidificação da produção de biodiesel e dos subsistemas associados.

Dos restantes subsistemas, todavia com valores de PA significativamente inferiores, destacam-se as contribuições decorrentes da produção de metanol, da recolha de OAU, da produção de nafta e do transporte de materiais. As emissões de NO<sub>x</sub> são responsáveis por cerca de 80% do PA quer da recolha de OAU (0,17 kg de SO<sub>2</sub> eq) quer do transporte de materiais (0,10 kg de SO<sub>2</sub> eq). Por outro lado, as emissões de SO<sub>2</sub> são as que mais contribuem para o PA da produção de metanol e da produção de nafta com 0,63 e 0,10 kg de SO<sub>2</sub> eq, respectivamente.

O Potencial de Eutrofização (PE), resultante da produção de biodiesel a partir de OAU e dos subsistemas associados, é de cerca de 0,30 kg de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq sendo que a contribuição relativa para esta categoria de impacte de cada um dos subsistemas associados, é apresentada na Figura 5.7. Deste PE total, 0,19 kg de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq devem-se às emissões no processo de produção de biodiesel, sendo que as emissões de NO<sub>x</sub> são responsáveis por mais de 70% deste potencial.



**Figura 5.7** Potencial de eutrofização da produção de biodiesel e dos subsistemas associados.

Além da produção de biodiesel, os subsistemas que mais contribuem para estas emissões de  $\text{NO}_x$  são a recolha de OAU, o transporte de materiais e a produção de metanol. Pelo contrário, em todos os subsistemas considerados no ciclo de vida de produção de biodiesel a partir de OAU, as emissões para as linhas de água representam cerca de 28,6% do PA total, de onde se destacam as emissões de  $\text{N}_{\text{total}}$ , na produção de metanol, as emissões de  $\text{P}_{\text{total}}$ , das actividades desenvolvidas directamente no processo de produção de biodiesel, da produção de metanol e ainda, embora com um contributo menor, das emissões de  $\text{NH}_4^+$  da produção de nafta.

A produção de NaOH e de energia eléctrica são subsistemas que têm um contributo muito reduzido no que diz respeito ao PE.

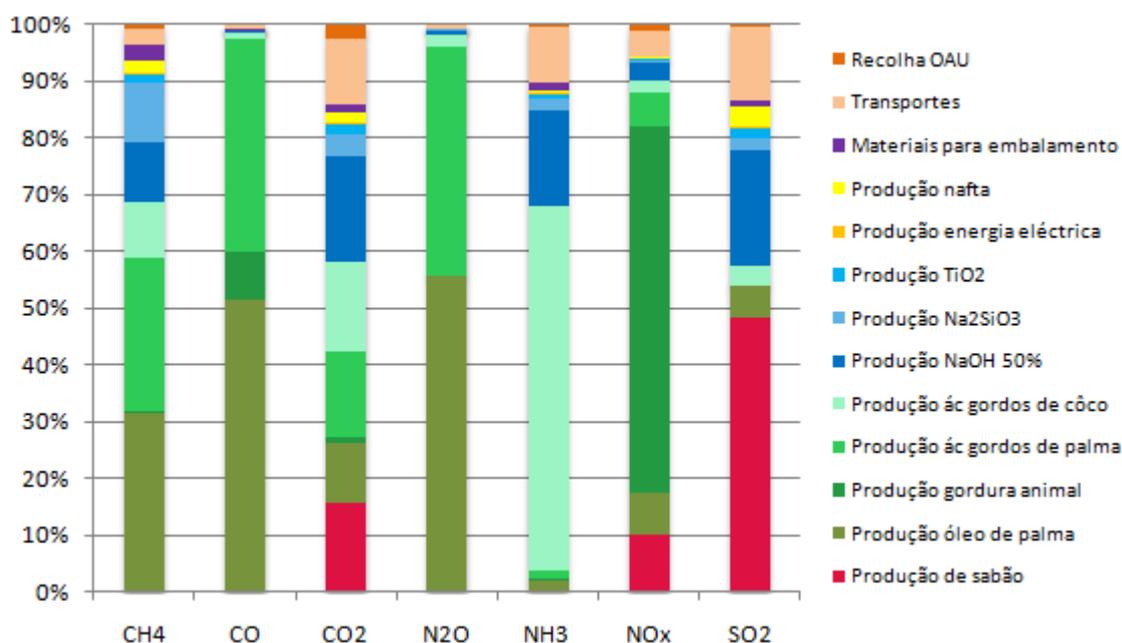
### 5.3 Produção de sabão a partir de OAU

Nas subsecções seguintes será feita a análise de inventário e a avaliação de impactes do processo de produção de sabão a partir de OAU.

#### 5.3.1 Análise de inventário

Os resultados relativos aos dados de inventário da produção de sabão a partir de OAU são representados na Figura 5.8 e na Figura 5.9.

A contribuição da produção de sabão a partir de OAU e dos subsistemas associados para cada um dos poluentes atmosféricos considerados neste estudo, encontra-se representada na Figura 5.8.



**Figura 5.8** Contribuição da produção de sabão e dos subsistemas associados para as emissões atmosféricas.

A indústria de produção de sabão, têm uma contribuição pouco significativa para a emissão de poluentes atmosféricos. Ainda assim, as emissões de SO<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>, que se devem essencialmente ao consumo de nafta representam cerca de 11% dos totais do sistema. Dos poluentes, destaca-se o SO<sub>2</sub>, com 49% das suas emissões totais referentes à produção de sabão, enquanto que as restantes 51% correspondem à produção de NaOH 50% e ao transporte de materiais. Relativamente às emissões de CO<sub>2</sub> apenas 16% são provenientes da produção de sabão, enquanto os restantes 84% se devem, com contribuições semelhantes, à produção de óleo de palma, de ácidos gordos de palma, de

ácidos gordos de coco de NaOH 50%, de  $TiO_2$  e ao transporte de materiais. Nas emissões totais de  $NO_x$  verifica-se que 10% estão associadas à produção de sabão, todavia, a produção de gordura animal é a mais significativa, com cerca de 65%.

Os subsistemas de produção de gorduras virgens e ácidos gordos têm uma contribuição importante no que diz respeito às emissões atmosféricas. Estas matérias-primas são utilizadas em grandes quantidades na produção de sabão, comparativamente às pastas de OAU.

As emissões de CO e  $N_2O$  devem-se fundamentalmente às produções de óleo de palma e de ácidos gordos de palma. Mais de metade das emissões de  $N_2O$  devem-se à produção de óleo de palma, sendo, fundamentalmente, a produção de ácidos gordos de palma responsável pela restante metade. Estas emissões devem-se essencialmente à aplicação de fertilizantes. Relativamente às emissões de CO, a produção de óleo de palma, de ácidos gordos de palma e de gordura animal, apresentam um contributo de 52%, 38% e 8%, respectivamente.

Das emissões de  $NH_3$  destacam-se as resultantes da produção de ácidos gordos de coco com um contributo de cerca de 64% das emissões totais deste parâmetro, enquanto que os restantes subsistemas apresentam um contributo menos significativo, exceptuando a produção de NaOH (17%).

As emissões totais de  $CH_4$  repartem-se em proporções semelhantes pelos subsistemas associados à produção de sabão, de onde se destacam a produção de óleo de palma (31%), de ácidos gordos de palma (27%) e de ácidos gordos de coco (10%). A produção de reagentes e aditivos, nomeadamente, a produção de NaOH e  $Na_2SiO_3$ , também contribuem significativamente, cada um deles com cerca de 10% das emissões totais de  $CH_4$ .

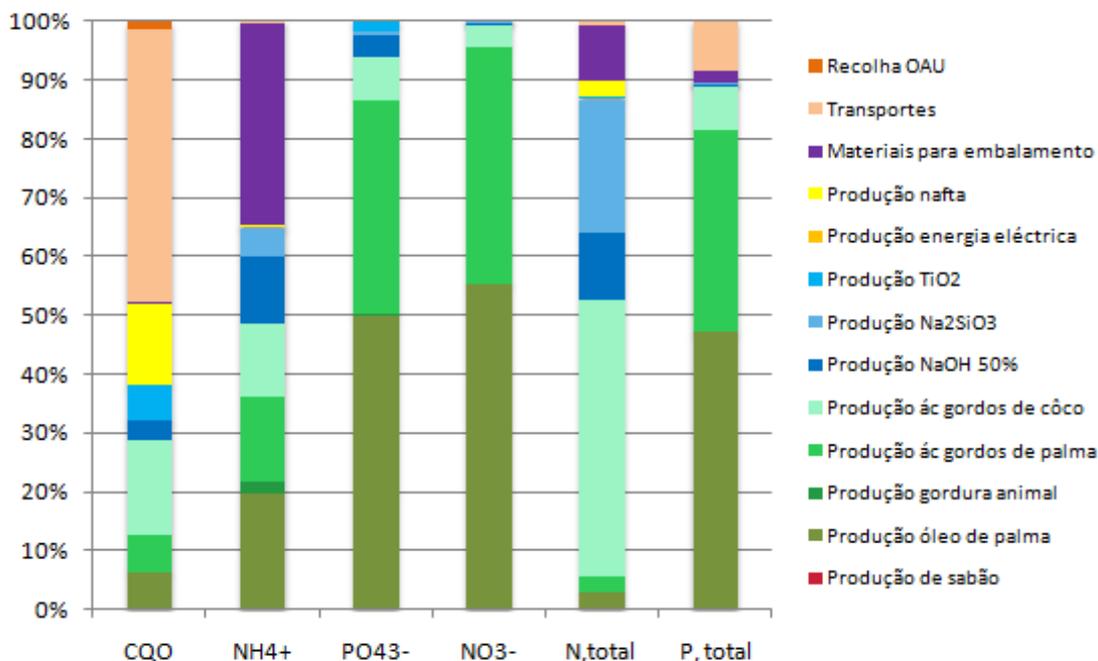
Da análise destes resultados pode afirmar-se que dos subsistemas relacionados com a produção de sabão a partir de OAU, a produção de  $TiO_2$ , a produção de  $Na_2SiO_3$ , a produção de energia eléctrica, a produção de materiais para embalagem e a recolha de OAU são aqueles que menos contribuem para a emissão de poluentes atmosféricos.

Na Figura 5.9. é apresentada a contribuição relativa da produção de sabão a partir de OAU e dos subsistemas associados à sua produção para cada um dos parâmetros de inventário considerados para as emissões líquidas.

O processo de fabrico de sabão a partir de OAU considerado neste estudo não apresenta efluentes líquidos, uma vez que neste tipo de produção de sabão não ocorre o processo

---

de adição de NaCl para fazer precipitar o sabão, provocando conseqüentemente a recuperação do glicerol. Assim sendo, o glicerol fica incorporado no produto final na sua totalidade. A produção de sabão não contribui para nenhum dos parâmetros de inventário considerados para as emissões líquidas.



**Figura 5.9** Contribuição da produção de sabão e dos subsistemas associados para as emissões líquidas.

Também neste caso os subsistemas de produção de gorduras virgens e ácidos gordos têm uma contribuição bastante significativa para as emissões líquidas deste sistema em estudo, situação previamente justificada. A produção de óleo é a principal fonte emissora de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e P<sub>total</sub> para as linhas de água, sendo responsável por 55%, 50% e 47%, respectivamente, das emissões totais destes poluentes. As restantes emissões destes poluentes devem-se essencialmente à produção de ácidos gordos de palma, que contribui com 40% das emissões de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, 36% das emissões de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e 34% das emissões de P<sub>total</sub>. Das restantes emissões destes poluentes destacam-se as que são responsáveis pela produção de ácidos gordos de côco, que têm o seguinte contributo: NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (4%), PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (8%) e P<sub>total</sub> (7%). Ainda em relação às emissões de P<sub>total</sub> o transporte de materiais também contribui com cerca de 9% das emissões totais deste parâmetro.

Deve ainda evidenciar-se que, em relação às emissões de N<sub>total</sub>, verifica-se que a produção de ácidos gordos de côco tem um contributo bastante significativo de 47%, porém a produção do aditivo Na<sub>2</sub>SiO<sub>3</sub>, a produção de NaOH e a produção de materiais

para embalagem apresentam também uma contribuição que não deve ser menosprezada de 23%, 12% e 9% para o total de  $N_{total}$  emitido.

Para as emissões líquidas totais de CQO contribuem, em grande parte, as que derivam do transporte de materiais (reagentes, gorduras, matérias para embalagem, etc.). Assim, a produção o transporte de materiais é responsável por cerca de 46% das emissões totais de CQO, seguida pela produção de ácidos gordos de coco com um contributo de 16% para as emissões totais deste parâmetro e pela produção de nafta com um contributo de 14%. Os restantes 24%, do total emitido, devem-se à produção de  $TiO_2$ , à produção de NaOH, à produção de ácidos gordos de palma e á produção de óleo de palma.

No caso das emissões totais de  $NH_4^+$  verifica-se que cerca de 34% estão associadas à produção de materiais para embalagem do sabão (papel canelado, fita PVC e filme PP), embora relativamente a este poluente, a produção de óleo de palma, de ácidos gordos de palma, ácidos gordos de coco e de NaOH também tenham um contributo significativo, que não pode ser desprezado, com um contributo de 20%, 15%, 12% e 12%, respectivamente, para as emissões totais de  $NH_4^+$ .

### 5.3.2 Avaliação de impactes

Na Tabela 5.2 é apresentada a quantificação total, expressa relativamente à unidade funcional, de cada uma das categorias de impacte consideradas e que decorrem do sistema de produção de sabão, incluindo os subsistemas associados à sua produção. A quantificação de impactes ambientais foi obtida segundo factores de caracterização admitidos no método de avaliação de impactes utilizado neste trabalho, o CML.

**Tabela 5.2** *Impactes totais decorrentes da produção de sabão a partir de OAU e dos subsistemas associados à sua produção.*

<i>Categorias de impacte</i>	<i>Total</i>
Depleção de recursos abióticos	10,44 kg Sb eq
Aquecimento global	3121,41 kg CO <sub>2</sub> eq
Formação de oxidantes fotoquímicos	1,59 kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq
Acidificação	25,85 kg SO <sub>2</sub> eq
Eutrofização	9,09 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq

Na Tabela 5.2 é apresentada a quantificação total, expressa relativamente à unidade funcional, de cada uma das categorias de impacte consideradas e que decorrem do sistema de produção de sabão, incluindo os subsistemas associados à sua produção. A quantificação de impactes ambientais foi obtida segundo factores de caracterização admitidos no método de avaliação de impactes utilizado neste trabalho, o CML.

**Tabela 5.3** *Impactes totais decorrentes da produção de sabão a partir de OAU e dos subsistemas associados à sua produção.*

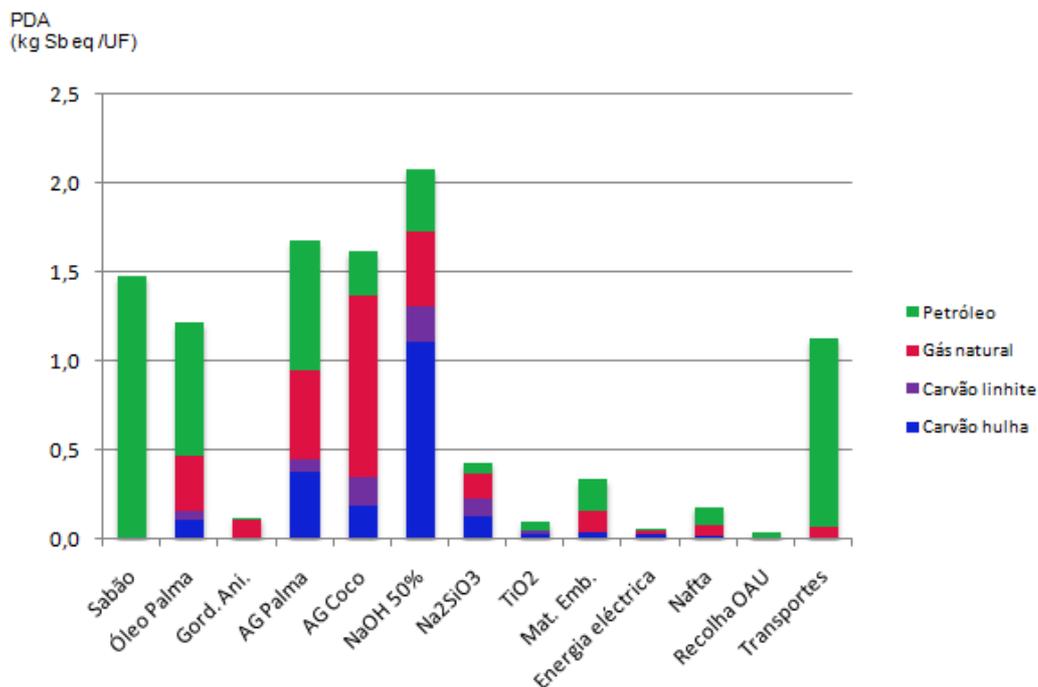
<i>Categorias de impacte</i>	<i>Total</i>
Depleção de recursos abióticos	10,44 kg Sb eq
Aquecimento global	3121,41 kg CO <sub>2</sub> eq
Formação de oxidantes fotoquímicos	1,59 kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq
Acidificação	25,85 kg SO <sub>2</sub> eq
Eutrofização	9,09 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq

Interessa agora apresentar e discutir os resultados da avaliação de impactes, evidenciando a contribuição relativa da produção de sabão a partir de OAU e de cada um dos subsistemas envolvidos na sua produção e de cada parâmetro individual.

Assim, o PDA decorrente da produção de sabão a partir de OAU é de cerca de 10,44 kg de Sb eq, sendo que o subsistema de produção de NaOH é aquele que apresenta maior contribuição para o PDA total, com cerca de 2,08 kg de Sb eq. A contribuição relativa de cada um dos subsistemas para esta categoria de impacte é apresentada na Figura 5.10

O PDA decorrente da produção de sabão a partir de OAU é cerca de 1,48 kg de Sb eq e é devido em grande parte ao consumo de petróleo. Da mesma forma, o consumo de petróleo é o que mais contribui para o PDA específico dos subsistemas de produção de óleo de palma, ácidos gordos de palma, na recolha de OAU e nos restantes transportes. Pelo contrário, os PDA específicos da produção de ácidos gordos de coco (1,62 kg de Sb eq), devem-se, em grande parte, ao consumo de gás natural. Importa ainda referir que o consumo de carvão linhite não tem grande influência nesta categoria de impacte em nenhum dos subsistemas do ciclo de vida da produção de sabão.

Desta forma é evidente que o consumo de petróleo neste sistema contribui com cerca de 48% para o PDA total. De salientar ainda que, embora o consumo de gás natural não seja o principal responsável pelos PDA específicos dos subsistemas analisados, verifica-se que este combustível fóssil contribui de uma forma significativa com cerca de 26% para o PDA total do sistema.



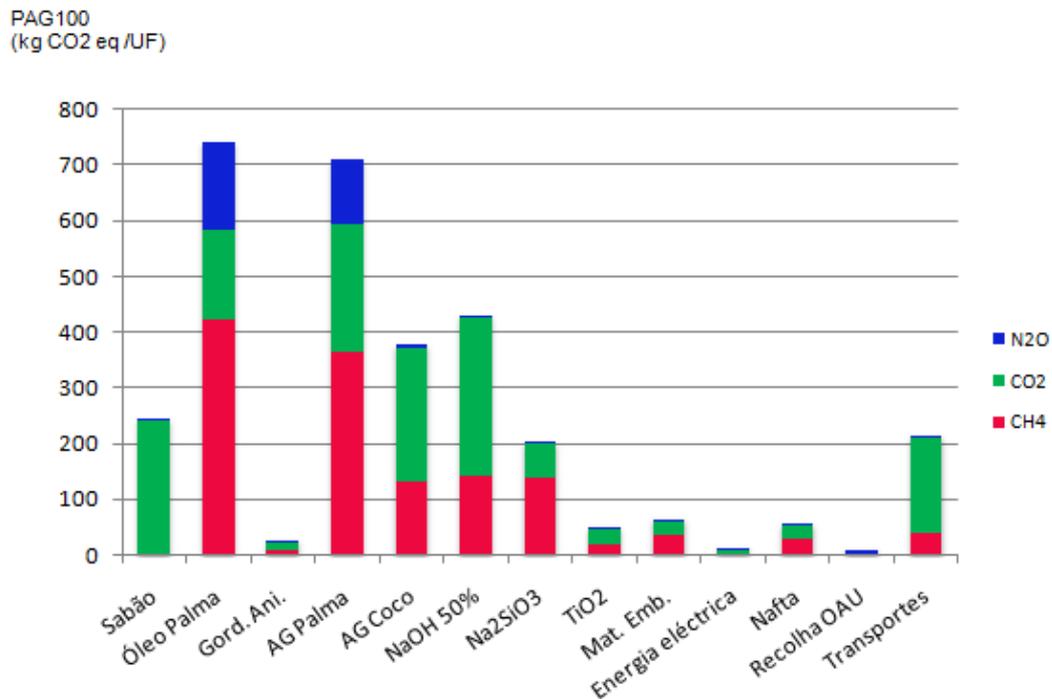
**Figura 5.10** Potencial de depleção de recursos abióticos da produção de sabão e dos subsistemas associados.

O PAG<sub>100</sub> resultante da produção de sabão a partir de OAU é de cerca de 3 121,41 kg de CO<sub>2</sub> eq, sendo que a contribuição relativa da produção de sabão e de cada um dos subsistemas associados, para esta categoria de impacte, é apresentada Figura 511..

A maior contribuição para o PAG<sub>100</sub> total deriva dos subsistemas de produção de óleo de palma e de ácidos gordos de palma, com um PAG específico de 743,40 e 378,28 kg de CO<sub>2</sub> eq. Pode ainda constatar-se que, de um modo geral, o CO<sub>2</sub> e o CH<sub>4</sub> representam, em conjunto, quase 100% das emissões totais desta categoria de impacte.

Deve ainda salientar-se os PAG<sub>100</sub>, relativamente elevados, decorrentes da produção de NaOH e da produção de ácidos gordos de coco, com cerca de, respectivamente, 431,08 kg de CO<sub>2</sub> eq e 378,28 kg de CO<sub>2</sub> eq.

Cerca de 242,83 kg de CO<sub>2</sub> eq, deriva das emissões directas decorrentes do fabrico de sabão a partir de OAU e, em particular, da queima de nafta.



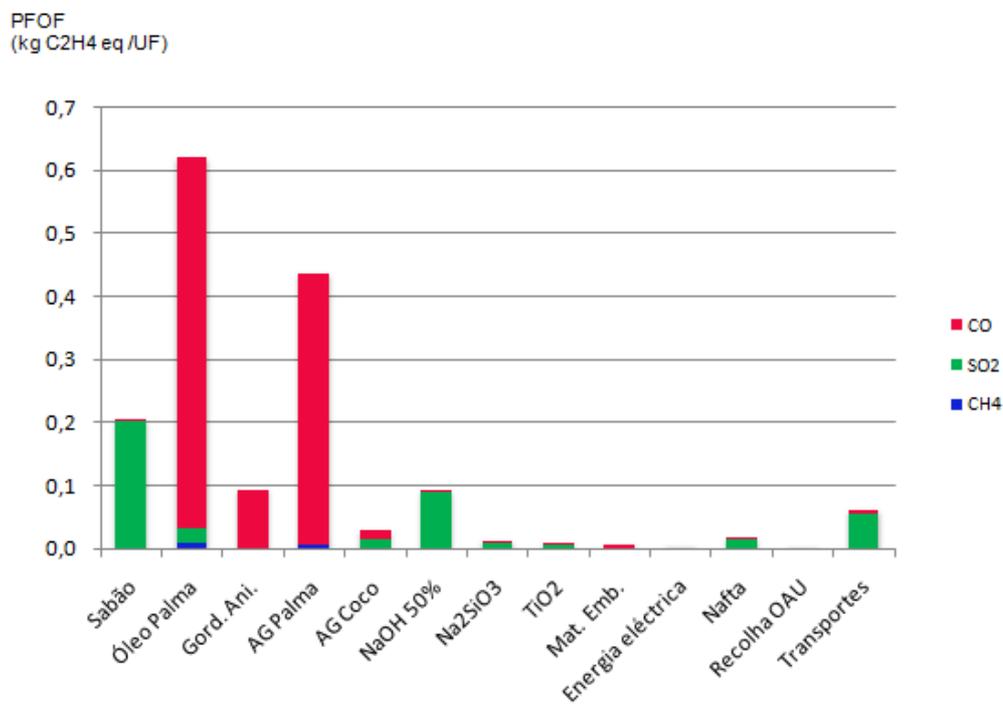
**Figura 5.11** Potencial de aquecimento global da produção de sabão e dos subsistemas associados.

O PFOF resultante da produção industrial de sabão dos subsistemas associados é de cerca de 1,59 kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq, sendo que a contribuição relativa a esta categoria de impacto de cada um dos subsistemas associados, é apresentada na Figura 5.12.

A produção de óleo de palma e de ácidos gordos de palma têm um contributo muito acentuado para o PFOF, com a emissão de 0,62 kg de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq e 0,44 kg de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq, respectivamente. As emissões de CO são as responsáveis por 90% deste potencial em ambos os casos.

Cerca de 0,21 kg de C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq são emitidas pela unidade industrial de produção de sabão, representando uma contribuição bastante menor em comparação com os subsistemas anteriores, mas ainda assim importante para o PFOF deste sistema, sendo que, neste caso, as emissões responsáveis por aproximadamente 100% deste potencial são de SO<sub>2</sub>.

De salientar ainda que as emissões de CO e SO<sub>2</sub> são as que mais contribuem para esta categoria de impacte, representando cerca de 72% e 26%, respectivamente, do PFOF total do sistema.

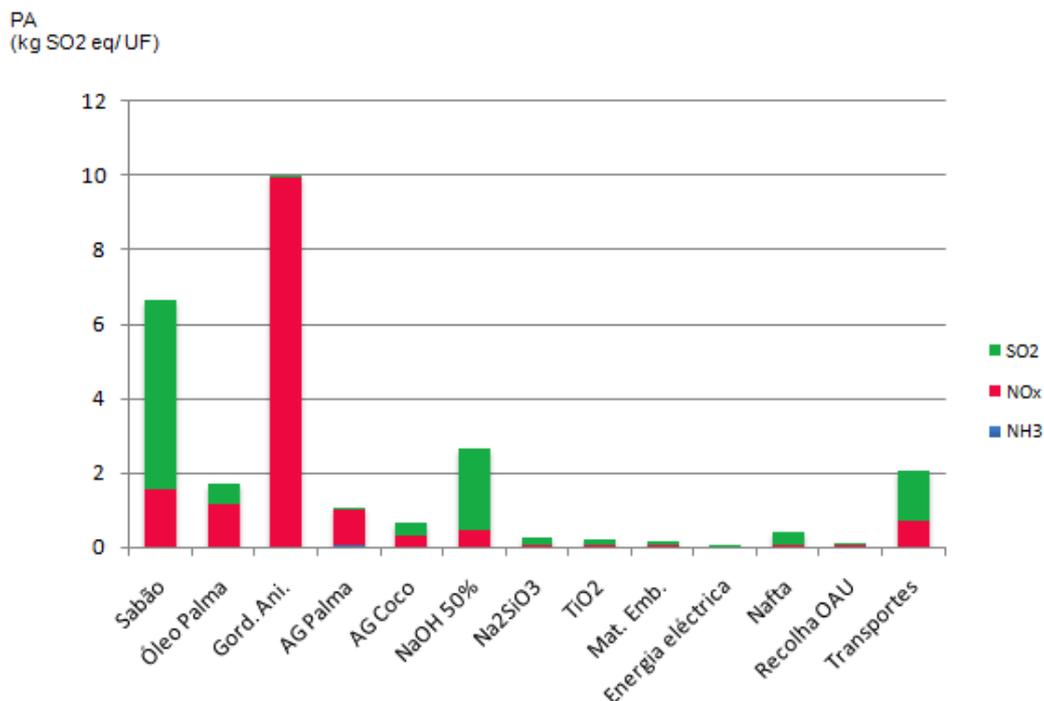


**Figura 5.12** Potencial de formação de oxidantes fotoquímicos da produção de sabão e dos subsistemas associados.

O PA resultante da produção de sabão e dos subsistemas considerados, é 25,85 kg SO<sub>2</sub>, sendo que as contribuições para a acidificação da produção de sabão e dos subsistemas associados encontram-se na Figura 5.13.

À semelhança do que se observou no PFOF, a produção de gordura animal é o subsistema que mais contribui para o PA. Assim, o PA deste processo é de 9,96 kg SO<sub>2</sub>, sendo que quase 100% deste potencial resulta das emissões de NO<sub>x</sub>. As emissões de NO<sub>x</sub> também contribuem significativamente para o PA específico da produção de óleo de palma e dos ácidos gordos derivados deste óleo.

Por outro lado, as actividades desenvolvidas directamente no processo de produção de sabão a partir de OAU apresentam o segundo maior PA, com um contributo de cerca de 6,65 kg SO<sub>2</sub>. Aproximadamente 77% deste potencial resulta das emissões de SO<sub>2</sub> e apenas 23% ser resultado das emissões de NO<sub>x</sub>, ambas decorrentes essencialmente da queima de nafta.

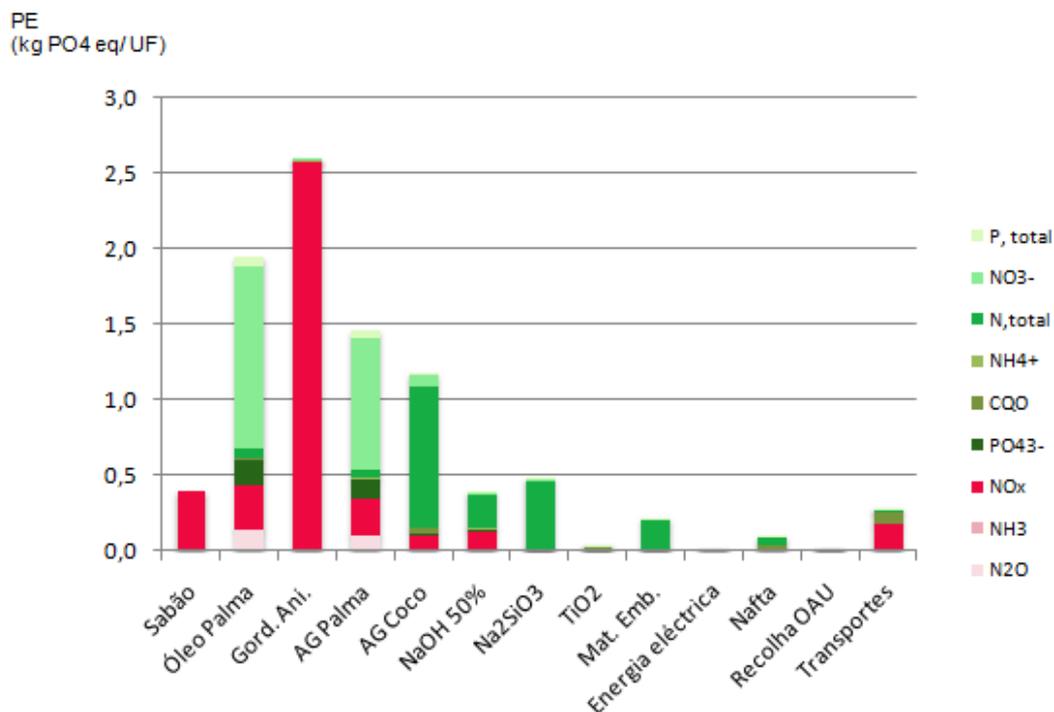


**Figura 5.13** Potencial de acidificação da produção de sabão e dos subsistemas associados.

O PE resultante do ciclo de vida da produção de sabão, é de cerca de 18,8 kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq, encontrando-se na Figura 5.14 em detalhe as contribuições relativas de cada processo.

O subsistema de produção de gordura animal é o que representa maior contributo para esta categoria de impacte, com um PE de 2,59 kg de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq. Quase 100% deste potencial se deve à emissão de NO<sub>x</sub> para a atmosfera. As emissões de NO<sub>x</sub> também são as que mais contribuem para o PE específico das actividades desenvolvidas no processo de produção de sabão.

Das emissões para as linhas de água destacam-se o contributo das emissões de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para o PE da produção de óleo de palma e de ácidos gordos de palma, de 1,96 e 1,47 kg de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq.



**Figura 5.14** Potencial de eutrofização da produção de sabão e dos subsistemas associados.

Nos restantes subsistemas, exceptuando o transporte de materiais, nomeadamente, a produção de ácidos gordos de coco, a produção de reagentes e aditivos (NaOH, Na<sub>2</sub>SiO<sub>3</sub>, TiO<sub>2</sub>), produção de matérias para embalagem (papel canelado, fita PP e filme PVC) e produção de combustível (nafta), as emissões para as linhas de água de N<sub>total</sub> são as que mais contribuem para os PE.

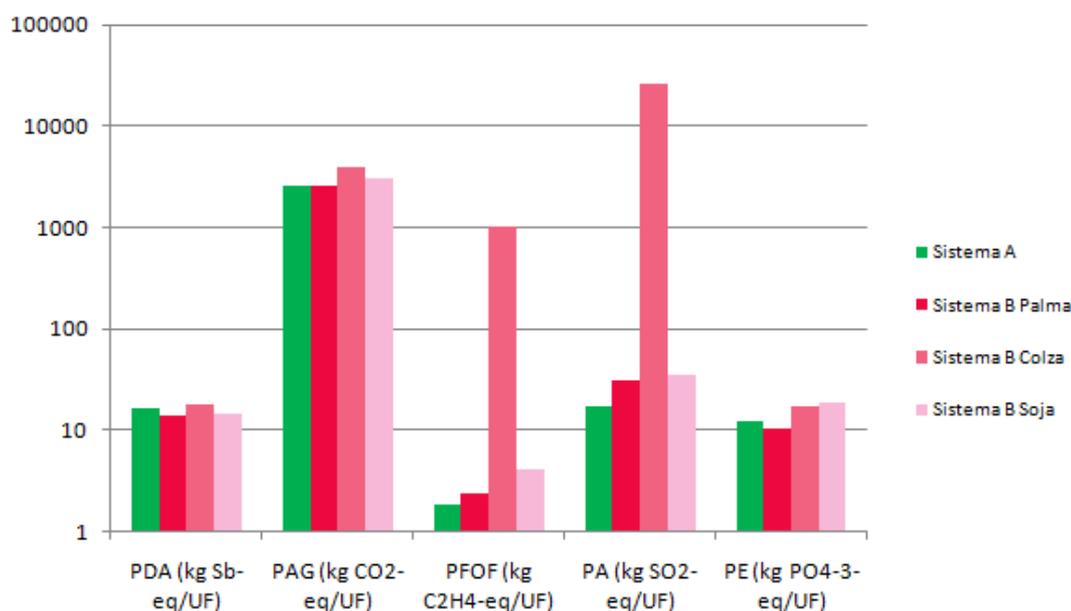
#### 5.4 Análise comparativa das operações de valorização de OAU

Após a análise detalhada da contribuição relativa de cada um dos subsistemas e de cada parâmetro individual em cada uma das categorias de impacte seleccionadas da produção de biodiesel e sabão, segue-se agora uma análise comparativa dos impactes ambientais destes dois processos de valorização de OAU.

Relembrando o que já foi dito, para que fosse possível comparar os processos de produção de biodiesel e sabão a partir de OAU, foi necessário considerar dois sistemas (A e B) distintos com funções análogas:

- **Sistema A:** tem como função a produção de biodiesel a partir de OAU e a produção de sabão a partir de óleos vegetais virgens
- **Sistema B:** tem como função a produção de sabão a partir de OAU e a produção de biodiesel a partir de óleos virgens. Foram consideradas três alternativas de óleos virgens: (i) óleo de palma (sistema B palma), (ii) óleo de colza (sistema B colza) e (iii) óleo de soja (sistema B soja).

Na Figura 5.15 encontram-se os impactes ambientais dos sistemas A e B.



**Figura 5.15** Avaliação de impactes ambientais dos sistemas A e B.

Pela Figura 5.15 é possível verificar que o sistema A, apresenta vantagens ambientais no que respeita a duas das categorias de impacte seleccionadas: PFOF e PA. O sistema A apresenta um PFOF de 1,86 kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq/UF, inferior ao PFOF dos sistemas B palma, soja e colza, que apresentam um PFOF de 2,41; 4,02 e 1032,05 kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq/UF, respectivamente. Com um PA de 17,37 kg SO<sub>2</sub> eq/UF, o sistema A também apresenta vantagens, quando comparado com os PA de 31,34; 34,43 e 25795,25 kg SO<sub>2</sub> eq/UF dos sistemas B palma, soja e colza.

Pela análise destas categorias de impacte (PFOF e PA) verifica-se que os sistemas B palma e B soja apresentam contribuições semelhantes, dentro da mesma ordem de grandeza. Por seu lado, o sistema B colza tem uma contribuição muito superior. Em relação ao PFOF a contribuição do sistema B colza é cerca de 256 vezes maior que o sistema B soja e 427 vezes maior que sistema B palma. Já para o PA a contribuição do sistema B colza é maior 749 e 823 vezes que os sistemas B soja e B palma, respectivamente. Esta diferença deve-se às elevadas emissões de SO<sub>2</sub>, parâmetro incluído em ambas as categorias de impacte, derivadas do processo de produção de biodiesel a partir de óleo de colza.

Para as categorias de impacte PAG<sub>100</sub> e PE, as contribuições dos quatro sistemas são mais aproximadas, no entanto o sistema A, com um PAG de 2574,18 kg CO<sub>2</sub> eq/UF e um PE de 12,34 kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq/UF, apresenta um contributo maior quando comparado com o sistema B palma, mas inferior em relação aos sistemas B soja e B colza. O sistema que apresenta um PAG mais significativo (3907,68 kg CO<sub>2</sub> eq/UF) é, mais uma vez, o sistema B colza, no entanto, no caso do PE é o sistema B soja que apresenta a maior contribuição (18,50 kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq/UF).

O PDA do sistema A (16,10 kg de Sb eq/UF) é ligeiramente mais elevado quando comparado com os sistemas B soja e B colza, mas inferior em relação ao sistema B palma, que apresenta um PDA de 17,60 kg de Sb eq/UF.

## 5.5 Análise de sensibilidade

De acordo com a norma ISO 14040 (2006a), a etapa de interpretação de resultados de um estudo de ACV prevê uma análise de sensibilidade. Este tipo de análise é utilizada para estimar os efeitos das escolhas efectuadas, em relação aos métodos e dados, no resultado de um estudo (ISO, 2006a).

Neste estudo, foi realizada, uma análise de sensibilidade aos parâmetros de inventário que apresentam maior incerteza: as fracções de pasta de OAU e OAU tratado que resultam do processo de decantação do OAU bruto. Tendo em conta que a quantidade de pasta de OAU pode variar, dependendo do tipo de OAU, mais ou menos hidrogenado, foi avaliada a sua influência nas categorias de impacte. De acordo com informação de empresas que procedem ao pré-tratamento do OAU, 1 ton de OAU bruto dá origem a 0,15 ton de pastas de OAU para a produção de sabão e 0,85 ton de OAU tratado para a produção de biodiesel. Tendo este cenário como referência, foram considerados dois

---

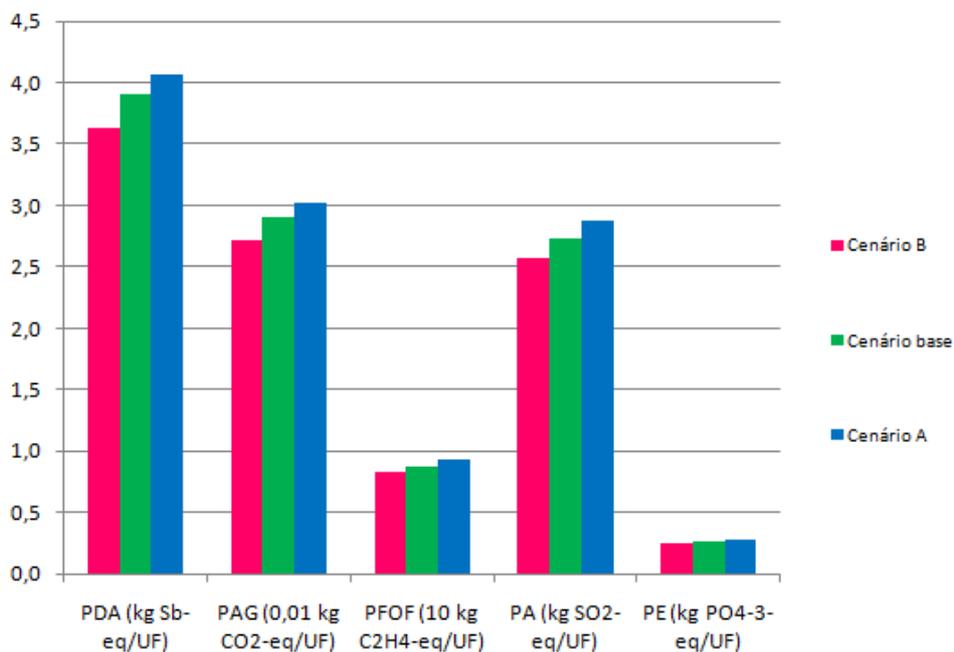
cenários alternativos (cenário A e cenário B), utilizando uma gama de variação de 5% das respectivas fracções (vide Tabela 5.4).

Os resultados obtidos encontram-se na Figura 5.16 e na Figura 5.17, em termos de avaliação de impactes dos sistemas de produção de biodiesel a partir de OAU e sabão a partir de OAU, para cada uma das categorias de impacte.

**Tabela 5.4** *Cenários de fracções mássicas de pasta de OAU e OAU tratado obtidas no pré-tratamento de OAU.*

	<i>Pasta OAU (kg/UF)</i>	<i>OAU tratado (kg/UF)</i>
Cenário base	0,15	0,85
Cenário A	0,10	0,90
Cenário B	0,20	0,80

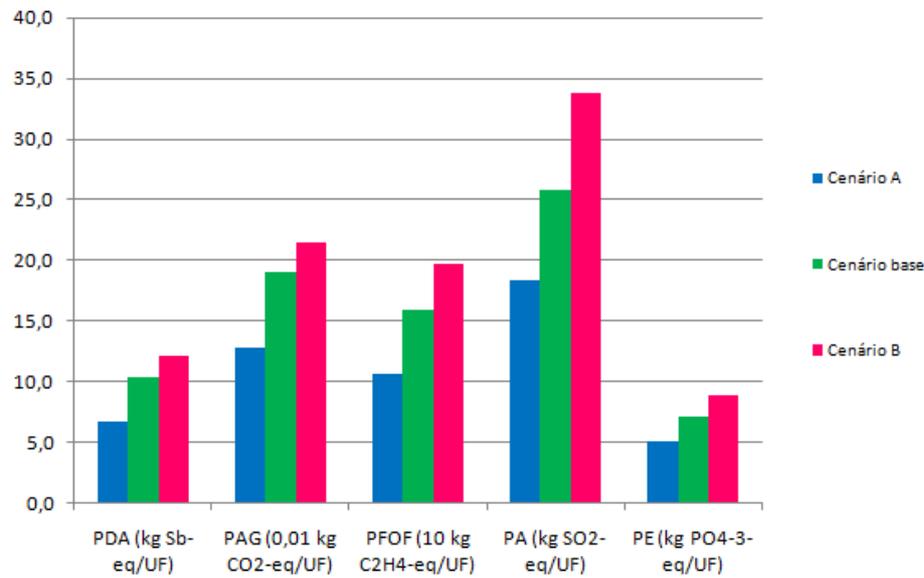
Pela análise da Figura 5.16 observa-se que a variação da fracção de OAU tratado não influencia significativamente os resultados finais da ACV da produção de biodiesel. No cenário B, o PFOF varia cerca de 7%, relativamente ao cenário A, já o PE apresenta uma variação relativamente menor, de 5%. Relativamente ao cenário B, ainda em relação ao cenário base, as variações em termos percentuais são relativamente inferiores, sendo que a menor variação, de cerca de 4%, diz respeito ao PAG<sub>100</sub>, e a maior variação (5%) ao PFOF.



**Figura 5.16** Análise de sensibilidade à fracção de OAU tratado considerado no inventário de ciclo de vida da produção de biodiesel.

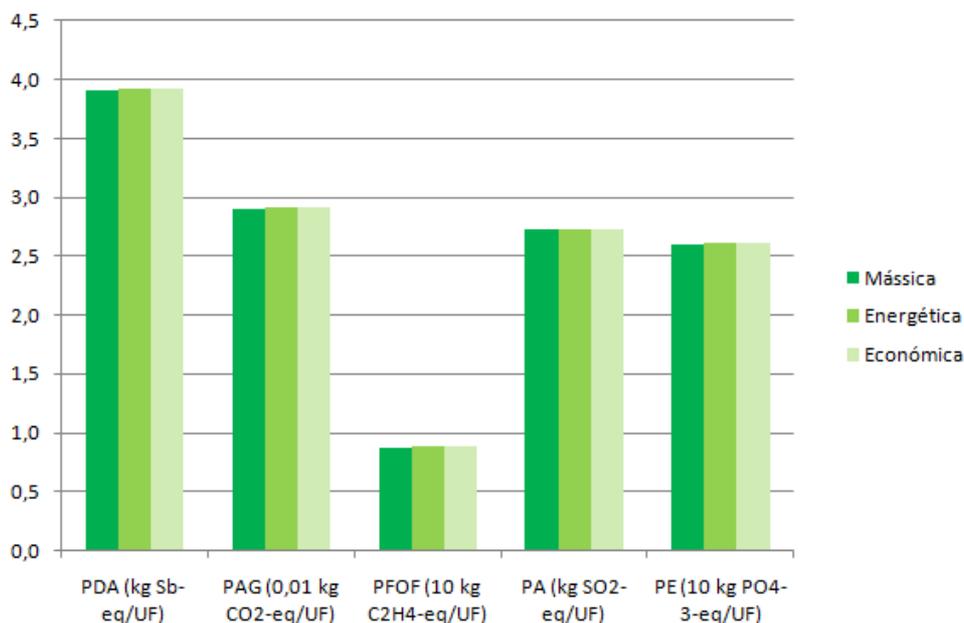
Porém, observa-se que a redução da fracção de OAU tratado provoca uma redução de todos impactes ambientais avaliados. O aumento da fracção OAU tratado tem como consequências, um aumento dos materiais utilizados e naturalmente as emissões atmosféricas e líquidas também sofrerão um incremento.

O mesmo acontece com a variação da fracção de pastas de OAU usadas no sabão. No entanto, neste caso, esta variação, tem influência mais notória (vide Figura 5.17). O cenário A, em relação ao cenário base, apresenta a maior variação (36%) no PDA e a menor (30%) no PA. Mais uma vez, e ainda relativamente ao cenário base, também neste caso, o cenário B apresenta variações inferiores, sendo que a menor variação, de 12%, diz respeito ao PAG<sub>100</sub> e a maior variação (31%) ao PA.



**Figura 5.17** *Análise de sensibilidade à fracção de pasta de OAU considerada no inventário de ciclo de vida da produção de sabão.*

De acordo com o referido na subsecção 4.2.6, no cenário da indústria de produção de biodiesel a partir de OAU foram simulados diferentes tipos de critérios de alocação: mássica, energética e económica. Na Figura 5.18 encontram-se representados os impactes ambientais totais da produção de biodiesel a partir de OAU e de sabão a partir de OAU, para cada uma das categorias de impacte.



**Figura 5.18** Avaliação de impactes ambientais da produção de biodiesel para diferentes critérios de alocação.

Pela análise da Figura 5.18, é possível verificar que caso se tivesse sido seleccionada uma alocação baseada noutro critério (energético ou económico), os resultados da ACV da produção de biodiesel a partir de OAU teriam sido idênticos.

## 5.6 Conclusão

No ciclo de vida do biodiesel, o processo de produção de biodiesel a partir de OAU e o subsistema de produção de metanol são os processos que mais contribuem, tanto para as emissões atmosféricas, como também para as emissões líquidas totais do sistema em análise. A produção de biodiesel é responsável pela emissão para a atmosfera de cerca de 59% das emissões totais de  $\text{NO}_x$  e de 81% das emissões totais de  $\text{SO}_2$ , devido à queima de nafta. Este processo é também responsável pela quase totalidade das emissões de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{P}_{\text{total}}$  para a água, decorrentes, essencialmente dos efluentes provenientes da lavagem de biodiesel. A contribuição da produção de metanol é particularmente relevante, sendo superior à do processo de produção de biodiesel no caso das emissões de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{N}_{\text{total}}$  e  $\text{NO}_3^-$ . Esta situação justifica-se pelo facto de o processo de produção de biodiesel considerado neste estudo possuir um consumo específico de metanol relativamente elevado devido a não considerar a recuperação do metanol após a reacção transesterificação, de modo a que este seja reintroduzido no processo.

---

Ao nível da avaliação de impactes, a produção industrial de metanol, devido ao consumo de gás natural, é o subsistema incluído no ciclo de vida do biodiesel que mais contribui para o PDA e para o PAG<sub>100</sub>, cerca de 76% e 51%, respectivamente, sendo responsável pelo PDA de 3,96 kg Sb eq e pelo PAG<sub>100</sub> de 145,39 kg CO<sub>2</sub> eq. Fica também claro que, as emissões de CO<sub>2</sub> são as que mais contribuem para o PAG<sub>100</sub> total do sistema. Pelo contrário, no PFOF de 0,08 kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> eq e no PA de 2,73 kg SO<sub>2</sub> eq, a produção de biodiesel é responsável por mais de 70% do potencial total destas categorias de impacte. Em ambas as situações, são as emissões de SO<sub>2</sub> provenientes da queima de nafta que mais contribuem para estas categorias de impacte. As emissões de NO<sub>x</sub> são responsáveis por cerca de 70% do PE total, sendo que o subsistema que mais contribui é, mais uma vez, o processo de produção de biodiesel.

O processo de produção de sabão a partir de OAU tem uma contribuição pouco significativa para a emissão de poluentes atmosféricos e líquidos, apresentando apenas um papel dominante no caso das emissões de SO<sub>2</sub>. Por sua vez, os subsistemas de produção de gorduras virgens e ácidos gordos têm uma contribuição bastante importante tanto para as emissões atmosféricas como para as emissões líquidas. Estas matérias-primas são utilizadas em grandes quantidades na produção de sabão, uma vez que a incorporação de pastas de OAU é feita em pequenas quantidades. Nas emissões atmosféricas destacam-se as emissões de CO e N<sub>2</sub>O, provenientes da produção de óleo de palma e da produção de ácidos gordos derivados deste mesmo óleo, as emissões de NH<sub>3</sub> provenientes do processo de produção de ácidos gordos de coco e ainda as emissões de NO<sub>x</sub> decorrentes do processo de produção de gordura animal. Em relação às emissões para a água destacam-se as emissões de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e P<sub>total</sub> decorrentes do processo de produção de óleo de palma e dos ácidos gordos derivados deste óleo.

Ao nível da avaliação de impactes ambientais do ciclo de vida da produção de sabão a partir de OAU, é de destacar que sendo o PDA de 10,44 kg Sb eq, cerca 90% é decorrente da produção de gorduras virgens e ácidos gordos, nomeadamente, óleo de palma, ácidos gordos de palma e coco e 41% é decorrente da produção de NaOH. Mais uma vez, é possível constatar que a maior contribuição, cerca de 46%, para o PAG<sub>100</sub> deriva da produção de gorduras virgens e ácidos gordos, mais precisamente da produção de óleo de palma e ácidos gordos de palma, que em conjunto apresentam um PAG<sub>100</sub> de 1453,9 kg de CO<sub>2</sub> eq, derivado essencialmente das emissões de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>. Por sua vez, quase 100% do PFOF deriva das emissões de CO, mais uma vez, decorrentes da produção de óleo de palma e ácidos gordos de palma.

Os subsistemas que mais contribuem para o PA são a produção de gordura animal e a produção de sabão, representando cerca de 26% e 39% respectivamente do potencial total de acidificação de todo o sistema de produção de sabão a partir de OAU. Neste caso são as emissões de  $\text{SO}_2$  que têm um contributo importante, tal como as de  $\text{NO}_x$ , mas somente para a produção de sabão a partir de OAU. Por sua vez, a produção de gordura animal é a que possui o maior contributo para o PE, apresentando um PE de 2,59 kg de  $\text{PO}_4^{3-}$  eq, sendo que quase 100% deste potencial se deve à emissão de  $\text{NO}_x$  para a atmosfera. A produção de óleo de palma e ácidos gordos de palma também têm contribuições importantes que são devidas essencialmente às emissões de  $\text{NO}_3^-$ .

Da análise comparativa dos impactes ambientais associados ao ciclo de vida do biodiesel e do sabão é possível concluir que o sistema A apresenta vantagens ambientais no que respeita a duas das categorias de impacte seleccionadas: PFOF e PA. Ainda em relação a estas categorias os sistemas B soja e palma apresentam contribuições semelhantes, dentro da mesma ordem de grandeza, enquanto o sistema B colza tem um contributo muito superior. Nas restantes categorias de impacte, o sistema A apresenta uma contribuição sempre superior ao sistema B palma, mas inferior ao B soja. Em relação ao sistema B soja, apresenta uma contribuição superior para o PDA, mas inferior para o PE e  $\text{PAG}_{100}$ .

---

## 6 Considerações finais

Existem diversas operações de valorização, nas quais o OAU pode ser usado como matéria-prima. As produções de sabão e biodiesel foram, no entanto, as que adquiriram maior expressão, a nível industrial, em Portugal. Numa primeira análise, estes processos, podem ser identificados como operações concorrentes, uma vez que incorporam no seu processo de fabrico a mesma matéria-prima, o OAU. No entanto, o sabão utiliza como matéria-prima as pastas de OAU (fracção mais densa), enquanto na produção de biodiesel é utilizada a fracção menos densa do OAU, pelo que estes processos poderão ser vistos como operações de valorização complementares.

Os processos de valorização dos OAU, assim como qualquer outro processo, podem causar impactes no meio ambiente. De modo a identificar, avaliar e comparar os impactes ambientais decorrentes da produção de biodiesel e sabão a partir de OAU foi utilizada a metodologia de ACV. A abordagem utilizada, em ambos os sistemas, inclui as fases de recolha, transporte e pré-tratamento do OAU, produção de biodiesel e produção de sabão. Para além destas fases, foram ainda considerados outros subsistemas, que se encontram incluídos no ciclo de vida de valorização dos OAU.

Neste estudo foram identificadas e quantificadas as emissões atmosféricas e líquidas de cada um dos sistemas, sendo posteriormente efectuada a avaliação do potencial impacte ambiental para cada uma das categorias consideradas: Potencial de Depleção Abiótica (PDA), Potencial de Aquecimento Global (PAG<sub>100</sub>), Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos (PFOF), Potencial de Acidificação (PA) e Potencial de Eutrofização (PE).

As principais conclusões para o sistema de produção de biodiesel a partir de OAU são:

- De entre os subsistemas que mais contribuíram para as emissões atmosféricas e para as emissões líquidas destacam-se: a produção de metanol, como uma contribuição superior à da produção de biodiesel no caso das emissões de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, CO, N<sub>2</sub>O, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, N<sub>total</sub> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e a produção de biodiesel com uma contribuição importante para as emissões de SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N<sub>total</sub> e P<sub>total</sub>.
- Ao nível de avaliação de impactes, a produção de metanol contribui para o PDA e para o PAG<sub>100</sub>, cerca de 76% e 51%, respectivamente. Pelo contrário, a produção de biodiesel é responsável por mais de 70% do PFOF e do PA e 56% do PE.

As principais conclusões para o sistema de produção de sabão a partir de OAU são:

- A produção de sabão apresenta apenas um papel dominante nas emissões de  $\text{SO}_2$ , enquanto a produção de gorduras virgens e ácidos gordos têm uma contribuição bastante importante tanto para as emissões atmosféricas como para as emissões líquidas. Destas contribuições destacam-se as emissões de  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{P}_{\text{total}}$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}$  e  $\text{N}_2\text{O}$  decorrentes da produção de óleo de palma e ácidos gordos de palma, as emissões de  $\text{N}_{\text{total}}$  e  $\text{NH}_3$  da produção de ácidos gordos de coco e as emissões de  $\text{NO}_x$  da produção de gordura animal.
- Ao nível de avaliação de impactes a produção de gorduras virgens e ácidos gordos tem um contributo de cerca de 50% para o PDA, enquanto a produção de  $\text{NaOH}$  apresenta a maior contribuição individual, de cerca de 20%, para esta categoria. A produção de óleo de palma e ácidos gordos de coco contribuem com 46% e 67% para o PAG e para o PFOF. Já a produção de gordura animal é o subsistema que contribui mais significativamente para o PA e para o PE, contribuindo mais de 30% para ambos os potenciais.

Da análise comparativa dos impactes ambientais associados ao ciclo de vida do biodiesel e do sabão é possível concluir que a valorização através da produção de biodiesel apresenta vantagens ambientais no que respeita ao PFOF e ao PA. Nas restantes categorias de impacto, a valorização através da produção de biodiesel apresenta menores impactes que a valorização através da produção de sabão quando o biodiesel produzido a partir de OAU substitui o biodiesel produzido a partir de colza e soja, excepto no caso do PDA se o biodiesel substituído for o produzido a partir de soja

Das conclusões apresentadas, pode dizer-se que a contribuição bastante acentuada da produção de metanol no sistema de produção de biodiesel a partir de OAU, evidencia a necessidade de se proceder à recuperação de metanol durante o processo de modo a melhorar o desempenho ambiental de todo o sistema. No caso dos impactes ambientais do sistema de produção de sabão a partir de OAU, verifica-se que a produção de gorduras virgens assume a maior responsabilidade nestes impactes, conclusão esta que vem acentuar a necessidade da valorização de OAU.

---

## Referências

- Althaus H.J., Chudacoff M., Hischer R., Jungbluth N., Osses M., Primas A. (2007) Life cycle inventories of chemicals., in: E. Dubendorf (Ed.), Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Amorim A. (2009) Biodiesel a partir de óleo alimentar usado: estudo de catalisadores, Universidade de Aveiro. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Aveiro.
- Angelidaki I., Ellegaard L., Ahring B. (2003) Application of the anaerobic digestion process. *Biochemical Engineering Journal* 82:1-33.
- APA. (2010) Óleos Alimentares Usados, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Lisboa.
- Araujo V.K.W.S., Hamacher S., Scavarda L.F. (2010) Economic assessment of biodiesel production from waste frying oils. *Bioresource Technology* 101:4415-4422. DOI: DOI 10.1016/j.biortech.2010.01.101.
- Bautista L.F., Vicente G., Rodriguez R., Pacheco M. (2009) Optimisation of FAME production from waste cooking oil for biodiesel use. *Biomass & Bioenergy* 33:862-872. DOI: DOI 10.1016/j.biombioe.2009.01.009.
- Carrapato R. (2010) Produção de biodiesel a partir de óleos alimentares usados por via alcalina: o caso de estudo da FCT-UNL., Universidade Nova de Lisboa. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Lisboa.
- CE. (2004) Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu - Política integrada de produtos. , Desenvolvimento de uma reflexão ambiental centrada no ciclo de vida.
- Cetinkaya M., Karaosmanoglu F. (2004) Optimization of base-catalyzed transesterification reaction of used cooking oil. *Energy & Fuels* 18:1888-1895. DOI: Doi 10.1021/Ef049891c.
- Costa S.G.V.A.O. (2006) Production of pseudomonas aeruginosa LBI rhamnolipids following growth on Brazilian native oils. *Process Biochemistry* 41:483-488.
- Curran M.A. (2006) Life Cycle Assessment: principles and practice, U.S Environmental Protection Agency, Ohio.
- Datamonitor. (2009) Soap in Portugal: Industry profile., Datamonitor Europe, United Kingdom.
- Demirbas A. (2009) Biodiesel from waste cooking oil via base-catalytic and supercritical methanol transesterification. *Energy Conversion and Management* 50:923-927. DOI: DOI 10.1016/j.enconman.2008.12.023.
- Derwent R.G., Jenkin M.E., Saunders R., Pilling M.J. (1998) Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in Northwest Europe calculated with a master chemical mechanism. *Atmospheric Environment*:2429-2441.
- Doka G. (2003) Life cycle inventories of waste treatment services, Ecoinvent report No 13, Swiss centre for life cycle inventories.

- Dou B., Gavin L., Valerie D., Williams P.T., Chen H., Ding Y., Ghadiri M. (2009) Steam reforming of crude glycerol with in situ CO<sub>2</sub> sorption. *Bioresource Technology*:2436-2442.
- Ecoinvent. (2007) Ecoinvent v2.0, Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- EN14214. (2003) Fatty acid methyl esters (FAME) for diesel engine - Requirements and test methods, European Committee for Standardization.
- Energaia. (2001) Valorização de resíduos orgânicos, Energia e Desenvolvimento Sustentável para a Região Norte, Porto.
- Felizardo P. (2003) Produção de biodiesel a partir de óleos usados de fritura, Instituto Superior Técnico, Lisboa.
- Felizardo P., Correia M.J.N., Raposo I., Mendes J.F., Berkemeier R., Bordado J.M. (2006) Production of biodiesel from waste frying oil. *Waste Management* 26:487-494.
- Fernández A., Sánchez A., Font X. (2005) Anaerobic co-digestion of simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin. *Biochemical Engineering Journal* 26:22-28.
- Ferreira J.V. (2004) Análise de ciclo de vida dos produtos, Gestão Ambiental, Instituto Politécnico Viseu, Viseu.
- Guinée J.B., Heijungs R., Gorrée M. (2001) Life Cycle Assessment: an operational guide to the ISO standards., Centre of Environmental Science, Leiden.
- Heijungs R., Guinée J.B., Huppes G., Lankreijer R.M., Sleeswijk A. (1992) Environmental life cycle assessment of products - Backgrounds and guide LCA in: C. o. E. Science (Ed.), Leiden University, Leiden.
- Hischier R. (2007) Life cycle Inventories of packagings and graphical papers, in: E. Dubendorf (Ed.), Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Huijbregts M. (1999b) Life cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of equivalency factors with RAINS-LCA., Interfaculty Department of Environmental Science. University of Amsterdam., Amsterdam.
- IEA B. (2006) Biogas: upgrading and utilization, New Energie, Switzerland.
- INE. (2010) Estatísticas dos transportes 2009, Instituto Nacional de Estatística, Lisboa.
- INETI. (2001) Guia Técnico - Sector dos óleos vegetais derivados e equiparados, Instituto Nacional de Engenharia e Tecnologia Industrial, Lisboa.
- IPA. (2004) Linhas de Definição Estratégica do Sistema de Gestão dos Óleos Alimentares Usados, Lisboa.
- IPCC. (2006) IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, National Greenhouse Inventories Programme.
- ISO. (2006a) Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. ISO 14040., International Organization for Standardization, Geneva.
- ISO. (2006b) Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. ISO 14044. , International Organization for Standardization, Geneva.
- Jenkin M.E., Hayman G.D. (1999) Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters. *Atmospheric Environment*:1775-1293.
-

- 
- Jungbluth N. (2007) Life Cycle Inventories of Energy Systems: Oils., Ecoinvent report n<sup>o</sup>, EMPA, Swiss Centre for Lyfe Cycle Inventories, Swiss.
- Jungbluth N., Chudacoff M., Dauriat A., Dinkel F., Doka G. (2007) Life cycle inventories of bioenergy, in: EMPA (Ed.), Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Jungermann P., Hassapis T. (1988) Compositions and processes for the continuous production of transparent soap, in: U. S. P. Documents (Ed.), Foreign Patent Documents, Neutrogena Corp., California.
- Kulkarni M.G., Dalai A.K. (2008) Waste cooking oils an economical source for biodiesel: a review. *Ind. Eng. Chem. Res.* 46:2901-2913.
- Kuntom A., Hamirin K. (1998) Properties of soaps derived from distilled palm stearin and palm kernel fatty acids. *Journal of Surfactants and Detergents* 1:329-333.
- Magrinho A., Semiao V. (2008) Estimation of residual MSW heating value as a function of waste component recycling. *Waste Management*.
- Martines E. (2007) Óleo vegetal usado, Instituto de Tecnologia do Paraná, Paraná.
- Morais S., Mata T., Martins A., Pinto G., Costa C. (2010) Simulation and life cycle assesment of process design alternatives for biodiesel production from waste vegetable oils. *Journal of Cleaner Production*.
- Morrison R., Boyd R. (1996) (Ed.)<sup>^(Eds.)</sup> Química Orgânica, Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa. pp. Pages.
- Naik M., Meher L.C., Naik S.N., Das L.M. (2008) Production of biodiesel from high free fatty acid Karanja (*Pongamia pinnata*) oil. *Biomass and Bioenergy* 32:354-357.
- Nemecek T., Kagi T. (2007) Life cycle inventories of swiss and european agricultural production systems., in: E. Dubendorf (Ed.), Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Niessen W.R. (2002) Combustion and incineration processes. 3rd Edition ed. Marcel Dekker.
- Ogoshi T., Miyawaki Y. (1985) Soap and related products: Palm and lauric oil. *Journal of the American Oil Chemists' Society* 62:331-335.
- Peiro L.T., Lombardi L., Méndez G.V., Durany X.G.I. (2009) Life cycle assessment (LCA) and exergetic life cycle assessment (ELCA) of the production of biodiesel from used cooking oil (UCO) *Energy*.
- Pereira V.M.F. (2008) Biocombustíveis: Microalgas são a solução ideal, *Diário Digital*.
- Postlethwaite D. (1995) A life-cycle inventory for the production of soap in Europe. *Journal of Tenside, Surfactants and Detergents* 32:157-170.
- Primas A. (2007) Life Cycle Inventories of Chemicals: Methanol from natural gas., Final report ecoinvent Data v2.1, EMPA, Swiss Centre for Lyfe Cycle Inventories, Swiss.
- Quercus. (2003) Óleos de fritar usados podem substituir gasóleo, in: A. N. d. C. d. Natureza (Ed.), 1<sup>o</sup> Encontro sobre óleos alimentares usados e biodiesel Lisboa.
- Rei P. (2007) Procedimentos laboratoriais para o controlo da qualidade do biodiesel., Instituto Superior Técnico. Departamento de Engenharia Química e Biológica, Lisboa.
- Rodrigues R., Faria J. (2002) Aproveitamento de biogás como fonte de energia alternativa para a produção de energia eléctrica., Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, Lisboa.
-

- Sabudak T., Yildiz M. (2010) Biodiesel production from waste frying oils and its quality control. *Waste Management* 30:799-803. DOI: DOI 10.1016/j.wasman.2010.01.007.
- Singhabhandhu A., Tezuka T. (2010) A perspective on incorporation of glycerin purification process in biodiesel plants using waste cooking oil as feedstock. 7th International Conference on Sustainable Energy Technologies 35:2493-2504.
- Spiegelman D., Bauer C., Dones R., Tuchschnid M. (2007) Transport services, Swiss Centre for Life Cycles Inventories.
- Stalmans M., Sabaliunas D. (2004) Retrospective review of surfactants environmental assessment. *Journal of Detergents and Surfactants*:1-42.
- Stalmans M., Berenbold H., Berna J.L., Cavalli L., Dillarstone A. (1993) European life-cycle inventory for detergent surfactants production. *Journal of Detergents and Surfactants*:84-109.
- Tomasevic A.V., Siler-Marinkovic S.S. (2003) Methanolysis of used frying oil. *Fuel Processing Technology* 81:1-6.
- Vater P.J. (1986) Lipopeptides in food applications. *Biosurfactants - production, properties and applications*:419-446.
- Vijayaraghavan K., Hemanathan K. (2009) Biodiesel production from freshwater algae *Energy and fuels*:5448-5453.
- Volvo. (2006) Emissions from Volvo's trucks, Volvo, Goteborg.
- Wang Q., WANG Qi H.Q., YIN P. (2009) Study on Saponification Technology of Waste Edible Oil. *Bioinformatics and Biomedical Engineering* 1-4.
- Watanabe Y., Shimada Y., Sugihara A., Noda H., Fakuda H., Tominaga Y. (2001) Continuous production of biodiesel fuel from vegetable oil using immobilized *Candida antarctica* lipase. *Journal of American Oil Chemist's Society* 77:355-360.
- Zah R., Hischier R. (2007) Life cycle inventories of detergents, in: EMPA (Ed.), Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Zhang Y., Dube M.A., McLean D.D., Kates M. (2003) Biodiesel production from waste cooking oil: 1. Process design and technological assessment. *Bioresource Technology* 89:1-16. DOI: Doi 10.1016/S0960-8524(03)00040-3.