



Artur Miguel Marques de Sousa

**Avaliação Ambiental da Geração de Eletricidade em Portugal:
Comparação de duas abordagens metodológicas: "Input-Output" e
"Avaliação de Ciclo de Vida"**

Mestrado em Energia para a Sustentabilidade

setembro de 2013



UNIVERSIDADE DE COIMBRA



Universidade de Coimbra

Faculdade de Ciências e Tecnologia

**Avaliação Ambiental da Geração de Eletricidade em Portugal:
Comparação de duas abordagens metodológicas: "Input-Output" e
"Avaliação de Ciclo de Vida"**

Artur Miguel Marques de Sousa

Mestrado em Energia para a Sustentabilidade

Membros do Júri:

Prof. Luís Miguel Cândido Dias

Prof. Patrícia Carla Gama Pinto Pereira Silva Vasconcelos Correia

Prof. Fausto Miguel Cereja Seixas Freire

Prof. Carla Margarida Saraiva de Oliveira Henriques

Setembro de 2013

Ao Meu Pai

Agradecimentos

Um primeiro agradecimento aos Professores Doutores Fausto Freire e Carla Henriques, que contribuíram de forma inestimável para esta investigação, pelo incentivo, orientação e apoio prestado ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

Um segundo agradecimento à minha família, em particular à Telma por segurar o barco nas minhas faltas e... aos meus filhos por me deixarem utilizar o meu computador para trabalhar.

Um agradecimento especial ao Pedro Marques, investigador do CIE - Center for Industrial Ecology, pela inestimável ajuda e conhecimento na modelação da abordagem P-LCA.

Finalmente, a minha gratidão é ainda extensível a todos aqueles que, apesar de não serem explicitamente mencionados, contribuíram de alguma forma para a prossecução deste trabalho.

Este trabalho é enquadrado na Iniciativa Energia para a Sustentabilidade da Universidade de Coimbra e apoiado pelo projeto *Energy and Mobility for Sustainable Regions* - EMSURE (CENTRO-07-0224-FEDER002004). Agradece-se ainda o apoio da FCT - Fundação para a Ciência e a Tecnologia no âmbito dos projetos PTPC/SEM-TRA/11725/2010, MIT/SET/0014/2009 e MIT/MCA/0066/2009.

RESUMO

Portugal enfrenta grandes desafios ao nível das políticas que deverá adotar de forma a alcançar as metas estabelecidas para os setores elétrico e ambiental, nomeadamente no contexto das políticas europeias de combate às alterações climáticas. A partir das referências metodológicas estudadas e, com o objetivo de proceder à avaliação ambiental da geração de eletricidade em Portugal, foi seguida a abordagem *Economic Input-Output-Based Life-Cycle Assessment* (EIO-LCA) e respetivas extensões, especialmente adaptada ao setor elétrico nacional e a abordagem *Process Life-Cycle Assessment* (P-LCA). Um objetivo adicional passou por estabelecer uma plataforma de comparação e/ou complementaridade entre os dois modelos.

A primeira etapa deste trabalho consistiu numa revisão da literatura das principais abordagens de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) no contexto do setor elétrico. Posteriormente, alguns resultados ilustrativos foram obtidos através da aplicação das abordagens anteriormente referidas. Finalmente, estabelecemos uma análise comparativa entre os resultados obtidos, fazendo ressaltar as respetivas vantagens e desvantagens.

Da análise de ambos os modelos resulta a seguinte consideração geral: a avaliação ambiental de ciclo de vida baseada em processos (P-LCA) conduz a resultados consideravelmente discrepantes dos obtidos com a abordagem EIO-LCA. Podemos mesmo inferir que a EIO-LCA consubstanciará sempre um limite superior para os impactes ambientais calculados pela abordagem P-LCA. No que concerne ao detalhe das contribuições das diferentes fontes do sistema electroprodutor, verifica-se que a abordagem P-LCA permite um maior nível de detalhe; a abordagem assente em análise Input-Output (I-O) possibilita, por seu lado, realizar a cobertura de impactes de todos os setores de atividade direta e indiretamente envolvidos com os setores electroprodutores, pelo que esta complementaridade lança uma pista de desenvolvimento de trabalho futuro, com a possível utilização de ambas as abordagens, coligindo-as através da utilização da abordagem híbrida.

Palavras-chave: Avaliação de ciclo de vida; impactes ambientais; eletricidade; Input-Output; emissões de gases com efeito de estufa; acidificação; energia primária.

ABSTRACT

Portugal faces major challenges concerning environmental and sectorial policies in order to achieve the goals set in the context of European climate change policies. Based on the methodological references of life cycle impact assessment and in order to assess the impacts of electricity production in Portugal, two models are approached, process life cycle assessment (P-LCA) and Economic Input-Output-Based Life-Cycle Assessment (EIO-LCA) with extensions adapted to the electricity sector. An additional objective will establish a platform for comparison and / or complementarities between the two models.

This work addresses a literature review of the main models of life cycle assessment, focused on the context of the electricity generation sector. Then, some illustrative results are obtained by applying the aforementioned methods and approaches. Finally, we establish a comparison between both methods, pointing out their advantages and disadvantages. Analysis on both models result in a general consideration that, P-LCA and EIO-LCA lead to results with different orders of magnitude. We may also conclude that environmental impacts in EIO-LCA analysis will mark always an upper bound for P-LCA model results.

Regarding the contribution detail of different power generation system sources, P-LCA model can achieve a better level of detail. However, EIO-LCA analysis approach allows a full impact coverage of all sectors, directly and indirectly involved with electricity generating sectors. This complementarity opens a development path for further work, with the possible use of a hybrid approach in future.

Key-Words: Life cycle assessment; environmental impacts; electricity; Input-Output; green house gases; acidification; primary energy.

Índice

Lista de Tabelas	8
Lista de Figuras	9
Lista de Quadros	9
1. INTRODUÇÃO	10
2. GERAÇÃO DE ELETRICIDADE	11
2.1. Contexto Português	11
2.2. Revisão da Literatura no Âmbito da Avaliação Ambiental: EIO– LCA vs P–LCA	13
2.3. Análise Comparativa EIO-LCA vs P-LCA	17
2.3.1. Limitações na aplicação da análise EIO-LCA	18
2.3.2. Limitações na aplicação da análise P-LCA	19
3. DUAS ABORDAGENS METODOLÓGICAS PARA A AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE CICLO DE VIDA	22
3.1. Introdução	22
3.2. Avaliação de Ciclo de Vida com base na Abordagem EIO-LCA	22
3.2.1. Análise Input-Output	22
3.2.2. Análise EIO-LCA	26
3.2.3. Pressupostos	28
3.3. Avaliação de Ciclo de Vida com base na Abordagem P-LCA	29
3.3.1. Metodologia	31
3.3.2. Pressupostos	32
3.4. Avaliação de Impactes de Ciclo de Vida (AICV)	33
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
4.1. EIO-LCA	35
4.1.1. Energia Primária	35
4.1.2. Acidificação	39
4.1.3. Potencial de Aquecimento Global (GWP 100)	44
4.2. P-LCA	48

4.2.1. CED: Energia não Renovável	48
4.2.2. CML	49
4.2.2.1. Acidificação	49
4.2.2.2. Eutrofização	50
4.2.2.3. Potencial de Aquecimento Global (GWP 100)	51
4.2.2.4. Depleção Abiótica	52
4.3. Discussão e Análise Comparativa	53
4.3.1. Energia Primária	56
4.3.2. Acidificação	57
4.3.3. Potencial de Aquecimento Global	58
5. CONCLUSÕES	61
6. REFERÊNCIAS	62
7. Anexo A – Fatores de Caracterização	67

Lista de Tabelas

Tabela 1 – Estudos de Análise de Ciclo de Vida Revistos relativos à Produção de Energia Elétrica...	15
Tabela 2 – Representação esquemática de um quadro de transações clássico.	24
Tabela 3 – Mix Energético para os anos de 2004, 2008 e 2011.	32
Tabela 4 – Métodos de Inventário de Ciclo de Vida (CED & CML 2000).....	34
Tabela 5 – Consumo de Petróleo (tep) em 2008.	36
Tabela 6 – Consumo de Petróleo (tep) em 2011.	36
Tabela 7 – Consumo de GN (tep) em 2008.....	37
Tabela 8 – Consumo de GN (tep) em 2011.....	37
Tabela 9 – Consumo de carvão (tep) em 2008.....	38
Tabela 10 – Consumo de Carvão (tep) em 2011.....	38
Tabela 11 – Emissões de NO _x (t) em 2008.....	40
Tabela 12 – Emissões de NO _x (t) em 2011.....	40
Tabela 13 – Emissões de SO ₂ (t) em 2008.	41
Tabela 14 – Emissões de SO ₂ (t) em 2011.....	41
Tabela 15 – Emissões de NH ₃ (t) em 2008.....	42
Tabela 16 – Emissões de NH ₃ (t) em 2011.....	42
Tabela 17 – Emissões de CO ₂ (t 10 ³) em 2008.....	45
Tabela 18 – Emissões de CO ₂ (t 10 ³) em 2011.....	45
Tabela 19 – Emissões de N ₂ O (t) em 2008.....	46
Tabela 20 – Emissões de N ₂ O (t) em 2011.....	46
Tabela 21 – Emissões de CH ₄ (t) em 2008.....	47
Tabela 22 – Emissões de CH ₄ (t) em 2011.....	47

Lista de Figuras

Figura 1 - Consumo por setor consumidor de energia final, por fonte em 2009.....	12
Figura 2 – Estrutura de Afetação de Custos por tipo de fonte.....	29
Figura 3 – Fases de uma ACV.....	30
Figura 4 – Intensidade de Energia Primária da Geração de Eletricidade	35
Figura 5 – Intensidade de Energia Primária da Geração de Eletricidade	36
Figura 6 – Intensidade de Energia Primária da Geração de Eletricidade	37
Figura 7 – Intensidade de Energia Primária: Contribuição por Fonte de Produção em 2008.	39
Figura 8 – Intensidade de NO _x em 2008.	39
Figura 9 – Intensidade de SO ₂ em 2008.	40
Figura 10 – Intensidade de NH ₃ em 2008.	42
Figura 11 - Intensidade de Acidificação: Contribuição por Fonte de Produção em 2008.....	43
Figura 12 – Acidificação: Contribuição por Fonte de Produção em 2008 e 2011.	43
Figura 13 – Intensidade de CO ₂ em 2008.....	44
Figura 14 – Intensidade de N ₂ O em 2008.	45
Figura 15 – Intensidade de CH ₄ em 2008.....	46
Figura 16 – Intensidade de GWP: Contribuição por Fonte de Produção em 2008.	47
Figura 17 – GWP: Contribuição por Fonte de Produção em 2008 e 2011.	48
Figura 18 – Energia Não Renovável.	49
Figura 19 – Acidificação.....	50
Figura 20 – Eutrofização.....	51
Figura 21 – Potencial de Aquecimento Global (GWP).....	52
Figura 22 – Depleção Abiótica.....	53
Figura 23 – Intensidade de Energia Primária: EIO-LCA e P-LCA para 2008.....	56
Figura 24 – Intensidade de Acidificação: EIO-LCA e P-LCA para 2008.....	57
Figura 25 – Intensidade de Potencial de Aquecimento Global: EIO-LCA e P-LCA para 2008.	58
Figura 26 – Contributo por setor de atividade para a intensidade de GWP por fonte de produção de energia elétrica (2008).....	60

Lista de Quadros

Quadro 1 – P-LCA vs. EIO-LCA.....	17
Quadro 2 – Comparação específica EIO-LCA vs P-LCA	54

1. INTRODUÇÃO

Portugal enfrenta grandes desafios ao nível das políticas que deverá adotar de forma a alcançar as metas estabelecidas para os setores elétrico e ambiental, nomeadamente no contexto das políticas europeias de combate às alterações climáticas. Impõe-se, portanto, na conjuntura atual, a utilização de ferramentas adequadas de avaliação ambiental que consubstanciem as necessárias preocupações estratégicas no que concerne à dependência energética e de interesse nacional, mas também as implicações ambientais inerentes às opções tomadas em nome da sustentabilidade. Este trabalho procura assim contribuir de forma assertiva para esta discussão.

A partir da constatação de que as ferramentas que atualmente existem para efetuar uma análise integrada dos impactes potenciais do setor electroprodutor ou são demasiado complexas ou demasiado agregadas para facultar uma análise pragmática, é nossa pretensão utilizar um enquadramento metodológico assente em duas vias fulcrais de análise. Pretende-se conciliar duas abordagens metodológicas passíveis de avaliar o impacto do setor electroprodutor e potenciais evoluções no que respeita ao mix e tecnologias de produção nos impactes ambientais.

Assim, numa primeira análise, será abordado o modelo *Economic Input-Output-Based Life-Cycle Assessment* (EIO-LCA) e respetivas extensões, especialmente adaptado ao setor elétrico nacional. Com o objetivo de obter uma comparação metodológica exploraremos de seguida a abordagem de Avaliação de Ciclo de Vida baseada em processos (P-LCA), procurando estabelecer uma plataforma de comparação e/ou complementaridade com a abordagem EIO-LCA. Em última instância procuraremos contribuir para a sistematização e desenvolvimento de informação fiável, permitindo esta avaliar de forma fundamentada os mecanismos inerentes à sustentabilidade e ecoeficiência.

2. GERAÇÃO DE ELETRICIDADE

O presente capítulo procura, numa primeira fase, contextualizar a produção, transmissão e distribuição de eletricidade em Portugal, apresentando, posteriormente, uma revisão da literatura que permitirá desenvolver a análise comparativa e as limitações das abordagens de avaliação de ciclo de vida (ACV) utilizadas para levar a cabo o presente estudo.

A eletricidade tornou-se ao longo do século XX uma das principais formas de energia final. Pese o facto de ser uma forma de energia limpa no seu ponto de conversão, a mesma é produzida com recurso a diferentes tecnologias e diversas fontes primárias de energia (carvão, gás, fuel, gasóleo, vento, biomassa, entre outros), configurando dessa forma diferentes cenários em termos de ecoeficiência, um conceito charneira que, liga a performance económica à ambiental, correlacionando ambos os parâmetros com o propósito de identificar e implementar atividades produtivas que sejam simultaneamente “limpas” e economicamente eficientes (Wursthorn *et al.*, 2011). Estabelece-se desta forma o pano de fundo para as diferentes leituras inerentes às escolhas que determinam a composição do mix energético da produção de energia elétrica, particularmente para o caso português que abordamos no presente estudo.

2.1. Contexto Português

Em Portugal, uma grande percentagem da produção de eletricidade é ainda de origem térmica apesar da produção térmica a fuel ter vindo a reduzir-se, sendo atualmente praticamente inexistente. A produção a carvão e a produção a gás natural apresentaram um peso global relativamente estabilizado até 2009, contribuindo na ordem dos 52,2% para o total da energia elétrica produzida; contudo, em 2010, em resultado do aumento do contributo relativo da Produção em Regime Especial (PRE) e da energia hidráulica, o seu peso global foi reduzido para 34,8%, salientando-se ainda uma expressiva redução relativa na produção a carvão para sensivelmente metade dos valores verificados em 2009. Nos últimos anos, a PRE tem vindo a aumentar consistentemente a sua importância relativa, a qual passou de 20% em 2006 para 36,2% em 2010, consubstanciada principalmente na produção de energia a partir de aproveitamentos eólicos, solares fotovoltaicos, gerada em centrais mini-hídricas, bem como a partir da combustão de biomassa e biogás (REN, 2012).

De todas as fontes renováveis, os aproveitamentos eólicos e os hídricos são os que representam a maior fatia na produção de eletricidade, assumindo particular destaque a PRE eólica que representa atualmente cerca de 50% do total da PRE. O valor da energia elétrica

produzida por cogeração, modalidade de produção térmica em que é aproveitado o calor gerado na combustão para fins industriais ou de aquecimento, tem aumentado seguindo a mesma tendência. A produção hidráulica tem vindo a assistir a uma queda generalizada da sua importância relativa desde 2006, pese o aumento significativo em 2010 em resultado da elevada hidraulicidade verificada nesse ano (índice de 1,30 correspondendo o índice 1 a um ano normal), onde o seu contributo relativo foi de 29% (Almeida e Pinto, 2011). A restante energia é obtida por importação através das interligações com a rede europeia.

No que concerne ao consumo e a partir do Balanço Energético da Direção Geral de Energia e Geologia (DGEG) para o ano de 2009, constata-se (Figura 1) que a eletricidade é a segunda forma mais importante de consumo de energia final, com um peso, em 2009, de 22,8% do consumo total de energia final e a seguinte repartição por setores económicos: o setor dos serviços consome 35% do total de eletricidade, a indústria é responsável por 32%, o setor doméstico por 30% e os setores da agricultura e pescas e dos transportes apresentam pesos residuais de 2% e de 1%, respetivamente (Almeida e Pinto, 2011).

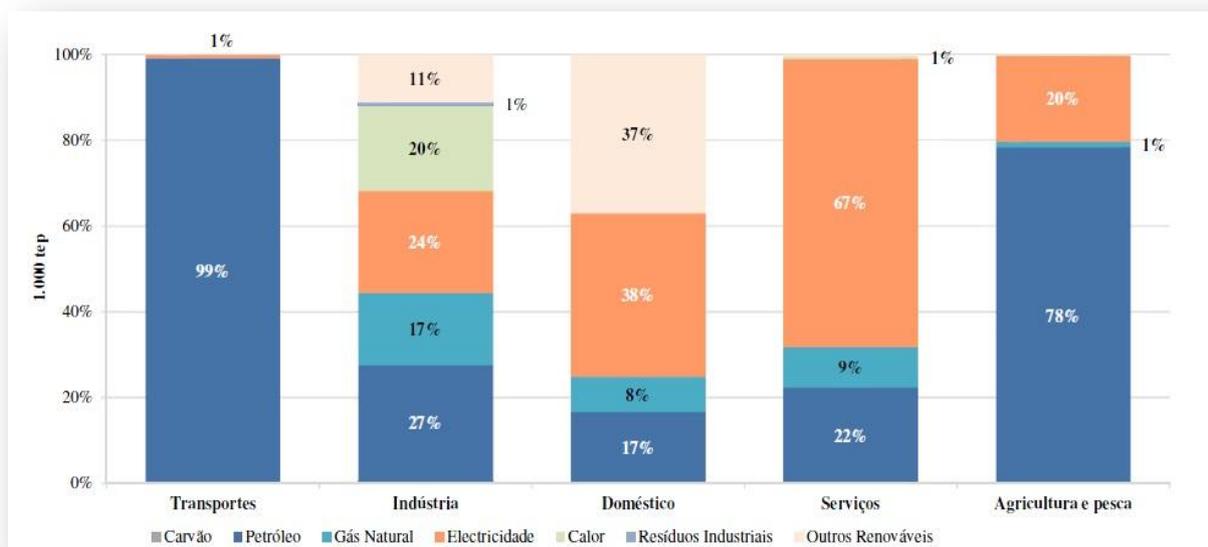


Figura 1 - Consumo por setor consumidor de energia final, por fonte em 2009.

Fonte: Almeida e Pinto (2011).

A partir do “Pacote Energia-Clima 20/20/20”, aprovado a 17 de dezembro de 2008, os 27 países da União Europeia, no seu conjunto, deveriam chegar a 2020 com menos 20% de emissões de gases com efeito de estufa, face aos volumes emitidos em 1990. Esperava-se igualmente conseguir uma proporção de 20% de energias renováveis no consumo de energia final. Finalmente, função do aumento da eficiência, determinou-se o objetivo de conseguir um decréscimo de 20% no consumo de energia final.

Adicionalmente, Portugal aprovou em abril de 2010 a Estratégia Nacional de Energia 2020 (ENE2020) a qual entre outros objetivos de política procura “cumprir os compromissos para 2020 assumidos por Portugal no contexto europeu: 31% de fontes de energia renovável no consumo final de energia (60% de fontes de energia renovável no consumo de eletricidade), e redução de 20% do consumo de energia final nos termos do Pacote Energia-Clima 20/20/20, ou seja, através do aumento da eficiência”.

A mesma medida estabelece ainda as bases para reduzir a dependência energética do País (importações de energia primária / consumo de energia primária) face ao exterior, obtendo em 2020 um rácio de 74%. Em 2008, o mesmo rácio ascendeu em Portugal a 82%, atingindo os 75% e os 77.5% para 2010 e 2011, respetivamente. Finalmente, salientamos o objetivo de reduzir o saldo importador energético em 25% face a 2008 mediante o incremento da produção de energia a partir de fontes endógenas, ou seja, registar em 2020 um saldo importador energético de 6,2 mil milhões de euros a preços correntes desse ano (Resolução do Conselho de Ministros n.º 29/2010).

2.2. Revisão da Literatura no Âmbito da Avaliação Ambiental: EIO– LCA vs P–LCA

Antes de proceder à conciliação de metodologias, objetivos e estruturação do presente estudo, importa dispor de forma assertiva os principais contributos emergentes de uma revisão de literatura efetuada sobre as temáticas inerentes à Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), definida pela Norma ISO 14040 (2006) como “a compilação e avaliação das entradas, saídas e dos impactes ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida convencional”. Como pano de fundo são abordadas as temáticas da ACV convencional (P-LCA), a análise EIO-LCA e, transversalmente, a produção de energia elétrica em Portugal.

Dos estudos/publicações recolhidos foram selecionados os constantes na Tabela 1, em função da transparência da informação apresentada, da relevância para o presente trabalho e da disponibilização de dados quantitativos. Os restantes critérios inerentes à escolha prenderam-se com a similitude do mix energético dos países/ regiões envolvidas, a pertinência geográfica dos mercados e a especificidade das restrições tratadas.

A partir da adoção do Protocolo de Quioto e das medidas subsequentes foi possível assistir na União Europeia ao desenvolvimento de objetivos integrados de política ambiental, sustentados por indicadores sectoriais tendencialmente homogéneos. Como momento referencial para o tratamento destas questões, Nhambiu e Ferrão discutiram, em 2006, para

Portugal a aplicação de uma abordagem EIO-LCA, baseada na informação oficial disponibilizada pela matriz das contas nacionais incluindo contas ambientais (NAMEA), bem como as suas extensões metodológicas, por forma a identificar a performance ambiental de processos e produtos específicos.

Contributos mais recentes têm alargado o espectro da análise Input-Output (I-O) em Portugal, por exemplo Silva *et al.* (2013) que aborda a perspetiva do emprego, em função de diferentes hipóteses subjacentes às políticas ambientais, com base em diferentes cenários futuros. O mesmo trabalho explora igualmente uma das potencialidades diferenciadoras da análise I-O, discriminando a alocação do mix de produção de energia elétrica por fonte de produção e por setor de atividade. Ainda que brevemente, essa mesma potencialidade foi explorada no presente trabalho (Capítulo 4.3.3).

A nível internacional, diferentes potencialidades da análise I-O são igualmente exploradas, mormente para parametrizar diferentes cenários provenientes das decisões de política e, por seu turno, robustecer a tomada de decisão de legisladores, decisores de política e público em geral. Em Espanha, Alcántara *et al.* (2010) analisam o consumo de eletricidade em função dos diferentes setores de atividade procurando sedimentar as suas considerações face à disponibilidade sectorial de potenciais tecnologias de eficiência, apontando assim algumas soluções em setores chave como a indústria, o imobiliário, a geração de eletricidade ou o setor público administrativo. Num estudo para a Malásia, Al-Amin *et al.* (2009) aprofundam as consequências da variação do mix de produção de energia elétrica sobre as emissões de poluentes, avaliando a dependência do exterior face às fontes de energia e a consequente segurança do sistema electroprodutor. Cabe ainda salientar o estudo levado a cabo para a região de Victoria na Austrália por Graham e West (2011) que, a partir de uma série longa, enquadram a análise EIO-LCA e a Análise de Fluxo de Substâncias (SFA), para identificar as diferentes implicações ambientais das medidas de política, salientando-se a análise de sensibilidade levada a cabo para identificar a importância de agir com rapidez sobre a degradação da estrutura operacional, das centrais electroprodutoras.

No que concerne ao P-LCA, importa referir, pela sua pertinência, o estudo de Santoyo-Castelazo *et al.* (2011) para um inventário de ciclo de vida *cradle-to-gate* sobre a produção de energia elétrica para o México, onde, pela similitude do mix energético é feita a comparação com o caso Português, Italiano e ainda com o Reino Unido. O mesmo estudo permite uma análise detalhada sobre os diferentes impactes ambientais, com recurso ao método CML 2001 de ACV.

Tabela 1 – Estudos de Análise de Ciclo de Vida Revistos relativos à Produção de Energia Elétrica.

Estudo Revisto	Santoyo-Castelazo <i>et al.</i>	Frishknecht e Stucki	Frishknecht <i>et al.</i>	Raugei, Frankl	Warner e Heath	Lucas <i>et al.</i>	Marques e Freire	Silva, <i>et al.</i>	Graham, West	Al-Amin <i>et al.</i>	Alcántara <i>et al.</i>	Lenzen e Dey	Nhambiu e Ferrão
Nome	Life cycle assessment of electricity generation in Mexico	Scope-dependent-modelling-of-electricity-supply-in-life-cycle-assessments	Environmental assessment of future technologies: how to trim LCA to fit this goal?	Life cycle impacts and costs of photovoltaic systems: Current state of the art and future outlooks	Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Nuclear Electricity Generation - Systematic Review and Harmonization	Life cycle analysis of energy supply infrastructure for conventional and electric vehicles	Environmental Life-Cycle Assessment of Conventional and Electric Passenger Cars for Portugal	Employment effects, and renewable energy policies: applying IO methodology to Portugal	Environmental implications of electricity generation in an integrated long-term planning framework	Energy Use and Environmental Impact of New Alternative Fuel Mix in Electricity Generation in Malaysia	Structural analysis of electricity consumption by productive sectors.	Uncertainty in IO-based LCI	Use EIO-LCA in assessing nat. Environ. policies under Kyoto Protocol: Portuguese Economy
Ano Publ.	2011	2010	2009	2009	2011	2012	2012	2012	2011	2009	2010	2000	2006
Escala Geográfica	Regional/Mexico	França/UE 27	UE27	UE27	27 Centrais Nucleares (mundial)	Portugal	Portugal	Portugal	Victoria/ Australia	Malasia/ Região	Espanha	Australia	Portugal
Escala Temporal	2006	2010	2000, 2025, e 2050	presente - 2025 - 2050	1996-2006	2011	2004, 2009, 2010 e 2020	2008; 2010; 2020	1955 - 2005	1991 ; 2000 ; 2020	2004 - 2008	1995 ss	1993-1995
Relevância	Comparação Mix Energético semelhante Italia, Portugal e Reino Unido e Mexico	Parametrização da escolha do tipo de LCA e modelo de Inventário a utilizar, função do problema a estudar	Modelação de Cenários Futuros (3 cenários política energia para 3 horizontes temporais)	Avalia as tecnologias disponíveis e as expectáveis para uma fonte de produção determinada	Avaliação metodologias e complementaridade Atribucional e Consequencial	Comparação de impactos das diferentes fontes combustível consideradas.	Análise Intro Sistemas Dessulfurização/ Desnitrificação	Implementação da Metodologia IO a Portugal	Análise Sensibilidade em IO	Alterações das Emissões função modificação do Mix de Produção	IO para Análise Sectorial Impactos	Sustimação devido à truncagem na abordagem P-LCA	Identificar a performance ambiental de processos e produtos específicos
	Avaliação de Impactes (CML 2001)	Harmonização Metodologias	Estruturação Inventário	Medidas de Política para a Eco-eficiência	Harmonização Metodologias	Contributo da infraestrutura necessária à produção e distribuição de combustível	Evolução recente do Sistema de Geração Elétrica	Desagregação Sectorial por Fonte de Energia	Planificação de Longo Prazo	Procura Energia vs Emissões de Poluentes	Impactos sobre o consumo	Discussão limitações EIO-LCA	Comparação Metodologias
Tipo de Análise AC	P-LCA	P-LCA vs Consequencial vs Decisional	P-LCA	P-LCA	P-LCA	P-LCA	P-LCA	Input-Output	Input-Output	EIO-LCA	EIO-LCA	EIO-LCA vs P-LCA	EIO-LCA vs P-LCA
Fontes Produção	Carvão, Petróleo, Gas, Renováveis e Nuclear	N/Esp.	N/Esp.	PV	Nuclear	N/Esp.	Carvão, Petróleo, Gas, Hidro, Eólica, PV e Import	Especificadas para Renováveis	N/Esp.	carvão, petroleo e Hidro	N/Esp.	N/Esp.	N/Esp.

Por forma a aquilatar da parametrização da escolha do tipo de ACV e modelo de inventário a utilizar, função do problema a estudar, salientamos Frischknecht e Stucki (2010) num estudo para a União Europeia a 27 (UE27) e ainda Warner e Heath (2011), numa avaliação da complementaridade e harmonização entre diferentes metodologias, tendo por base uma avaliação dos impactes de gases de efeito de estufa (GEE) para 27 centrais nucleares espalhadas pelo globo.

Como referencial para a utilização da abordagem P-LCA enquanto análise prospetiva e modeladora de cenários futuros, facto relevante quando está em causa a discussão de medidas de política que permitam dirimir a ecoeficiência, salientamos, num quadro de análise para a UE27, Raugei e Frankl (2009) onde para uma fonte de produção de eletricidade em particular são avaliadas as tecnologias disponíveis e as expectáveis, bem como Frischknecht *et al.* (2009) onde diferentes cenários de política são avalizados. O mesmo trabalho permite consolidar a abordagem relativa à estruturação de inventário, função dos objetivos de política.

A abordagem P-LCA adequa-se, pela sua natureza, ao estudo comparativo de diferentes soluções ou tecnologias quando o objetivo é o de compreender a forma como produzimos, o que produzimos e, em que escala o fazemos, avaliando ambientalmente as diferentes soluções estudadas. Neste particular, e especificamente para Portugal, salientamos o setor automóvel e em particular os estudos desenvolvidos por forma a avaliar a pertinência da integração da energia elétrica na propulsão de veículos automóveis. A este propósito salientamos 2 estudos de 2012, Lucas *et al.* e Marques e Freire, ambos considerando o contributo da infraestrutura necessária à produção e distribuição de combustível, em particular este último que, fazendo a análise da evolução recente do sistema de geração de energia elétrica em Portugal, analisa ainda a introdução dos sistemas de dessulfurização e desnitrificação no sistema electroprodutor, facto relevante à evolução recente de alguns dos impactes estudados no decurso do presente trabalho.

Finalmente salienta-se o trabalho desenvolvido por Lenzen e Dey (2000) que estabelece uma sistematização das limitações inerentes às abordagens EIO-LCA e P-LCA, tratando especificamente o problema da subestimação devido à truncagem na metodologia P-LCA. Esta característica fornece algumas pistas importantes na explicação dos resultados comparativos apresentados para as abordagens que pudemos estudar no decurso do presente estudo.

2.3. Análise Comparativa EIO-LCA vs P-LCA

A avaliação de impacto do ciclo de vida permite sistematizar a fase da avaliação do ciclo de vida com o objetivo de compreender e avaliar a magnitude e significância dos impactos ambientais potenciais para um sistema de produto ao longo do ciclo de vida do produto (ISO 14040, 2006). A partir deste quadro de referência são seguidas no presente trabalho duas abordagens de ACV. O modelo EIO-LCA e o modelo P-LCA. A principal diferença entre a abordagem P-LCA e a EIO-LCA reside na sua fronteira de aplicação. No EIO-LCA os limites de aplicação são, por definição, toda a economia, reconhecendo-se inter-relações entre todos os setores industriais (Hendrickson *et al.*, 2006). O P-LCA, por seu turno, baseia-se na escolha criteriosa dos processos a incluir na abordagem a determinado problema, definindo dessa forma as fronteiras do sistema a estudar.

Abaixo (Quadro 1) discriminamos algumas características base das abordagens P-LCA e EIO-LCA, com o objetivo de estabelecer algumas comparações, dissonâncias e complementaridades entre os modelos. Delimitando-se de seguida as limitações de cada modelo.

P-LCA	IO-ACV
Modelo <i>bottom-up</i>	Modelo <i>top-down</i>
Modelo atribucional, sistema de produto inventariado e conhecido e, portanto estático	Modelo estático
Fronteira delimitada por processos	Fronteira toda economia
Inputs: função dos processos e sistema de inventário	Inputs: função da disponibilidade de dados desagregados
Alterações tecnológicas: implicam a atualização de processos e sistema de inventário	Alterações tecnológicas: implicam a comparação das tabelas I-O (quadro de entradas e saídas) ao longo do tempo
Considera fluxos físicos	Considera fluxos monetários
Consumo final <i>na tomada</i>	Consumo é uma variável exógena representada pelo vetor de procura final
Reutilização, reciclagem, e <i>remanufatura</i> : passíveis de serem incorporados enquanto processos	Reutilização, reciclagem e <i>remanufatura</i> : não apreendido na matriz I-O produto por produto
Deposição em aterro: passível de ser incorporada enquanto processo	Deposição em aterro: Não apreendido no modelo EIO-LCA

Quadro 1 – P-LCA vs. EIO-LCA.

2.3.1. Limitações na aplicação da análise EIO-LCA

As limitações da análise EIO-LCA devem-se, fundamentalmente, às hipóteses assumidas no modelo. De facto, este tipo de modelação possui um conjunto de pressupostos de algum modo redutores, nomeadamente decorrentes da consideração de coeficientes fixos, de rendimentos de escala constantes, da homogeneidade assumida na produção de cada setor e, em geral, da determinação exógena da procura final. Por outro lado, assume-se a não existência de restrições de capacidade, ou seja, que a oferta é supostamente infinita e perfeitamente elástica.

As simplificações impostas nos modelos baseados em análise I-O, nomeadamente a consideração de que a tecnologia é similar durante um período, não permitindo a substituição entre fatores, podem restringir, aparentemente, os modelos Input-Output a análises económicas de curto prazo. No entanto, neste argumento, confundem-se dois aspetos diferentes acerca do curto-prazo e do longo-prazo (Wilting, 2004). O primeiro aspeto a ter em consideração é a diferença entre os estudos de curto-prazo e de longo-prazo. Se um modelo for utilizado para um estudo de longo-prazo é desejável que o modelo incorpore alterações tecnológicas. Em segundo lugar, há uma diferença entre as opções de curto-prazo e de longo prazo para uma tecnologia de produção. As opções tecnológicas de curto-prazo são, em geral, limitadas, porque cada indústria tem uma determinada tecnologia instalada, que provavelmente não permite substituições significativas de inputs no curto-prazo. No longo-prazo, uma indústria terá a oportunidade de escolher várias tecnologias com diferentes estruturas de inputs. A discrepância entre as opções de curto-prazo e longo-prazo, neste caso, é então a diferença entre a produção com uma tecnologia já instalada, descrita como uma função de produção *ex post*, e a escolha entre diversas tecnologias que poderiam ser instaladas, descrita como uma função de produção *ex ante* (Wilting, 2004). Existem basicamente duas formas para projetar alterações tecnológicas no âmbito da análise EIO-LCA: uma associada a uma análise de tendências e, outra, baseada numa construção de coeficientes técnicos assente em opiniões de peritos (vide Leontief e Duchin (1986)). Proops *et al.* (1993) referem, neste contexto, que devem considerar-se, ao longo do tempo, alterações conhecidas ou previstas dos coeficientes tecnológicos.

Outra possível limitação da abordagem EIO-LCA deve-se ao facto de os dados estarem sujeitos a erros, não sendo conhecidos com exatidão, pois determinados parâmetros são considerados como dados *a priori*. Contudo, para mitigar esta questão

pode efetuar-se uma análise da sensibilidade das variáveis dependentes como resultado das alterações verificadas nos parâmetros do modelo (Proops *et al.*, 1993).

Os dados do modelo EIO-LCA são uma agregação da atividade de um conjunto numeroso de empresas, que vendem diferentes tipos de bens, com distintas tecnologias de produção, pelo que quando se considera um quadro indústria por indústria, esta é uma aproximação da realidade, não permitindo a determinação adequada das funções procura e/ou oferta. De facto, no sentido de colmatar esta questão, nomeadamente no que se refere à hipótese de cada ramo (setor ou indústria) produzir apenas um único produto, foi desenvolvida uma outra abordagem, os modelos Input-Output retangulares, com um quadro de entradas e saídas retangular (quadro combinado de entradas e saídas ou matriz *make and use*), que considera o facto de um ramo (setor ou indústria) produzir mais do que um produto (vide Stone (1961, 1966)).

Por último, a possibilidade de permitir manejar um conjunto vasto de dados facultada pela análise I-O pode, algumas vezes, ser vista como uma desvantagem, na medida em que, normalmente, ocorrem problemas associados à precisão e atualização dos dados disponíveis (Cruz, 2002).

Apesar das limitações impostas pelas hipóteses simplistas da análise EIO-LCA, aliadas muitas vezes à dificuldade na obtenção de informação apropriada, esta forma de modelação permite a caracterização do sistema produtivo, facilita a comparação entre economias e pode ser utilizada como técnica de projeção.

A partir das bases estabelecidas por Leontief (1985) foram desenvolvidas soluções, mais ou menos complexas, destacando-se o modelo do Green Design Institute (Carnegie Mellon University) que a partir de uma plataforma web, publicamente disponível, passou a constituir-se como referência, especialmente para os Estados Unidos (Hendrickson, 2006). Em Portugal, o modelo de tabelas simétricas do Departamento de Prospetiva e Planeamento (Dias e Domingos, 2011) constitui-se enquanto uma base de trabalho credível, na qual o presente trabalho também se baseou.

2.3.2. Limitações na aplicação da análise P-LCA

A característica essencial da abordagem P-LCA é a sua natureza “holística”, constituindo-se como a sua grande força e, ao mesmo tempo, a sua limitação, sendo que o âmbito da análise sobre o ciclo de vida de um produto, visto como um todo, só pode ser obtido à custa de simplificar outros aspetos (Guinèe, 2002). Assim, por exemplo,

para produzirmos 1 MWh de eletricidade ou fabricarmos um número determinado de veículos numa fábrica de automóveis, um passo crítico do modelo será o de determinar até onde vai o nosso grau de precisão (Marriott, 2007). Se é consensual, por exemplo, considerar, na fase de uso, a energia necessária para operar a linha de produção da fábrica de automóveis, o mesmo não acontece necessariamente com a energia despendida para produzir o aço ou o alumínio que a compõem. Desta forma, torna-se imprescindível desenhar um limite arbitral (fronteira e âmbito do sistema) por forma a reduzir a complexidade da análise, mesmo que uma parte significativa da cadeia de produção e consumos intermédios a montante acabem negligenciados (Curran, 1996).

Ainda quanto ao âmbito, o P-LCA não permite a abordagem de impactes localizados, ou seja a identificação de que os impactes podem ser esperados devido ao funcionamento de determinada instalação numa localidade específica, podendo quando muito esperar-se uma filtragem regional. A abordagem P-LCA baseia-se, antes de mais num modelo linear e concentra-se nas características físicas das atividades produtivas, não especificando as características económicas, sociais ou outras, associadas aos produtos, não reproduzindo igualmente mecanismos de mercado ou efeitos induzidos pelo desenvolvimento tecnológico. Uma limitação adicional pode encontrar-se na disponibilidade de dados. Na verdade, as bases de dados são desenvolvidas por diferentes agentes em vários países, pese o facto de que o formato e as restrições tenderão no futuro a ser padronizadas. Mas, na prática, os dados são frequentemente obsoletos, não comparáveis, ou de qualidade desconhecida. Por outro lado, os mesmos estão, em geral, disponíveis a nível de blocos de informação, isto é, para as combinações de processos tais como a 'produção de eletricidade' ou 'a produção de alumínio', em vez de para os próprios processos constitutivos individuais (Guinée, 2002). Importa ainda ressaltar que, a maioria dos processos inerentes ao P-LCA recorrem a software proprietário e, mesmo a dados, significando que, nem sempre as restrições e limites aplicados são transparentes para o utilizador.

Embora a abordagem P-LCA seja baseada no método científico, envolve uma série de pressupostos técnicos e escolhas de valor, sendo neste caso de extrema importância o papel desempenhado pela padronização que a Norma ISO oferece, diminuindo a arbitrariedade. Uma última palavra para referir a natureza do P-LCA e a sua qualidade de “ferramenta analítica”, fundamental para fornecer informações de apoio à decisão. A abordagem P-LCA não pode substituir o próprio processo de tomada de decisão. Não se pode dizer: "O estudo ACV provou que esta decisão deve ser

tomada”, mas sim “Baseado num estudo de ACV e em outras evidências, a seguinte decisão foi tomada.” Trata-se, portanto, de um objetivo importante fazer com que estes pressupostos e escolhas sejam tão transparentes quanto possível, o que também é um elemento importante para a incorporação do P-LCA em procedimentos (Guinèe, 2002).

3. DUAS ABORDAGENS METODOLÓGICAS PARA A AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE CICLO DE VIDA

O estudo da avaliação ambiental da produção de eletricidade em Portugal baseia-se em duas abordagens de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV): o modelo EIO-LCA e respectivas extensões, especialmente adaptado ao setor elétrico nacional, e o modelo de Análise de Ciclo de Vida baseado em processos (P-LCA), recorrendo aos Métodos CED e CML 2.

O presente capítulo debruça-se pois, sobre as características, metodologias e pressupostos de cada uma das abordagens estudadas, delimitando o quadro de análise para a posterior exploração de resultados.

3.1. Introdução

A necessidade de produzir energia elétrica conduz à combustão de carvão, petróleo e gás natural, gerando emissões de CO₂, SO₂, NO_x, etc., que atuam como gases com efeito de estufa e como substâncias acidificantes. Neste contexto, a utilização de modelos baseados na análise de ciclo de vida permitem efetuar uma análise dos potenciais impactes ambientais ao longo do ciclo de vida de um produto ou serviço, desde a aquisição das matérias-primas, à sua produção, utilização e eventual deposição em aterro.

3.2. Avaliação de Ciclo de Vida com base na Abordagem EIO-LCA

3.2.1. Análise Input-Output

A análise Input-Output (I-O) permite quantificar sistematicamente as inter-relações mútuas entre vários setores de um sistema económico complexo (Leontief, 1985). Em termos práticos, o sistema económico pode ser de âmbito nacional, mundial, industrial ou reduzir-se apenas a uma empresa.

A estrutura do processo de produção de cada setor de um sistema económico é representada por um vetor de coeficientes estruturais que descreve, em termos quantitativos, as relações entre os inputs que absorve e os outputs que produz.

A interdependência entre os setores desse sistema é descrita por um conjunto de equações lineares que expressam o equilíbrio entre o input total e o output agregado de cada bem ou serviço produzido e usado durante um ou vários períodos de tempo.

A estrutura técnica de todo o sistema pode ser representada de modo conciso por uma matriz de coeficientes técnicos de todos os seus setores, constituindo simultaneamente o conjunto de parâmetros que servem de base às equações de equilíbrio. A análise I-O permite, deste modo, representar toda a tecnologia disponível numa economia através de uma matriz de coeficientes técnicos, onde cada coluna representa a tecnologia de cada setor. Além disso, através da comparação das tabelas I-O (quadro de entradas e saídas) ao longo do tempo é também possível analisar alterações tecnológicas.

Para efetuar o estudo de um sistema I-O é necessário dispor os fluxos económicos numa tabela I-O estruturada de forma a obter uma apresentação concisa de todas as atividades económicas de um país ou região. Assim, é necessário construir três quadros principais:

- Quadro de transações;
- Quadro de coeficientes técnicos;
- Quadro de coeficientes de interdependência.

O modelo I-O considera, na sua forma mais simples, as seguintes hipóteses básicas:

- Homogeneidade (ou exclusão de produção conjunta) – cada setor produz um único output com uma única estrutura de inputs (portanto, outputs iguais utilizam os mesmos processos e tecnologias), não havendo substituição entre outputs dos diversos setores, nem entre inputs do mesmo setor (O'Connor e Henry, 1975);

- Constância dos coeficientes técnicos – os inputs de cada setor são simples proporções do nível de output desse setor, ou seja, a quantidade de cada tipo de input aumenta ou diminui na proporção direta do aumento ou diminuição do output total desse setor, verificando-se a invariabilidade dos coeficientes técnicos ao longo do tempo (O'Connor e Henry, 1975);

- Não admite economias de escala – o efeito total de se produzir em vários setores é igual à soma dos efeitos separados (O'Connor e Henry, 1975);

- Oferta de cada produto infinita e perfeitamente elástica – pressupõe a existência de uma capacidade produtiva ilimitada (Barata, 2002; Castro *et al.*, 2002).

Uma tabela I-O descreve os fluxos de bens e serviços entre todos os setores individuais de uma economia nacional durante um determinado período de tempo, em geral, um ano (Leontief, 1985). Para a construção deste quadro divide-se a economia num determinado número de subsistemas sectoriais (setores ou ramos de atividade).

Cada subsistema ou setor necessita de determinados inputs dos outros sistemas, de forma a produzir o seu próprio output, que depois é vendido aos restantes subsectores, para satisfazer as suas necessidades intermédias. O output de cada setor encontra-se distribuído ao longo da linha que lhe corresponde no quadro, enquanto os inputs se encontram registados ao longo da coluna respetiva.

O quadro de transações permite efetuar uma representação interessante da atividade económica, mas é em si insuficiente para efeitos de análise económica (Proops *et al.*, 1993).

Tabela 2 – Representação esquemática de um quadro de transações clássico.

Outputs → Inputs ↓	Procura Intermédia					Procura Final					Output Total = Input Total		
	Sectores					Sectores							
	1	2	n	1	2	m	
Sectores	1	x_{11}	x_{12}	...	x_{1n}		y_{11}	y_{12}	...	y_{1m}			x_1
	2	x_{21}	x_{22}	...	x_{2n}		y_{21}	y_{22}	...	y_{2m}			x_2
	⋮	⋮	⋮	...	⋮		⋮	⋮	...	⋮			⋮
	⋮	⋮	⋮	...	⋮		⋮	⋮	...	⋮			⋮
	n	x_{n1}	x_{n2}	...	x_{nn}		y_{n1}	y_{n2}	...	y_{nm}			x_n
Inputs Primários	1	z_{11}	z_{12}	...	z_{1n}		u_{11}	u_{12}	...	u_{1m}			
	2	z_{21}	z_{22}	...	z_{2n}		u_{21}	u_{22}	...	u_{2m}			
	⋮	⋮	⋮	...	⋮		⋮	⋮	...	⋮			
	⋮	⋮	⋮	...	⋮		⋮	⋮	...	⋮			
	p	z_{p1}	z_{p2}	...	z_{pn}		u_{p1}	u_{p2}	...	u_{pm}			
Input Total = Output Total		x_1	x_2	...	x_n								

Fonte: Oliveira, C. (2008)

Como já foi referido, a análise I-O considera relações proporcionais entre inputs e outputs e rendimentos de escala constantes. Deste modo, os inputs de um setor podem ser expressos através das seguintes relações lineares:

$$x_{ij} = a_{ij} x_j \Leftrightarrow a_{ij} = \frac{x_{ij}}{x_j} \quad (1)$$

A relação entre o fluxo de fornecimentos intermédios do setor i para o setor j e o output total do setor j , a_{ij} , designa-se por coeficiente técnico/tecnológico (ou coeficiente direto de input) e não é mais do que a quantidade do bem ou serviço i necessária à

produção de uma unidade do bem ou serviço j , cujo valor pode variar entre 0 e 1, se os fluxos se encontrarem na mesma unidade de medida.

As relações intersectoriais fazem com que a variação na procura final dos produtos de um setor dê origem a repercussões através de todo o sistema, provocando não só alterações no output desse setor, mas também na maior parte ou em todos os setores da economia (O'Connor e Henry, 1975). O estudo destes efeitos secundários não pode ser feito através dos coeficientes técnicos, sendo necessários outros operadores conhecidos como coeficientes totais, de interdependência ou coeficientes indiretos de input.

Os coeficientes de interdependência exprimem a quantidade de um determinado bem (ou serviço) direta e indiretamente necessária à satisfação de uma unidade de procura final de um determinado bem ou serviço.

Através da observação do quadro de coeficientes técnicos, e considerando a procura final agregada num único vetor \mathbf{y} , obtém-se o seguinte conjunto de n igualdades, em notação matricial:

$$\begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & \cdots & a_{1n} \\ a_{21} & a_{22} & \cdots & a_{2n} \\ \vdots & \vdots & \cdots & \vdots \\ a_{n1} & a_{n2} & \cdots & a_{nn} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \\ \vdots \\ x_n \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} y_1 \\ y_2 \\ \vdots \\ y_n \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \\ \vdots \\ x_n \end{bmatrix} \quad (2)$$

A expressão anterior pode ser reescrita de modo condensado da seguinte forma:

$$\mathbf{Ax} + \mathbf{y} = \mathbf{x}, \quad (3)$$

Onde A é a matriz ($n \times n$) de coeficientes técnicos, \mathbf{x} é o vetor ($n \times 1$) dos outputs totais e \mathbf{y} é o vetor ($n \times 1$) da procura final.

Como, por hipótese, os coeficientes técnicos são constantes, a procura final pode ser considerada como exógena, sendo possível obter o output total de cada setor.

Deste modo, obtém-se:

$$\mathbf{Ax} + \mathbf{y} = \mathbf{Ix} \Leftrightarrow \mathbf{Ix} - \mathbf{Ax} = \mathbf{y} \Leftrightarrow (\mathbf{I} - \mathbf{A})\mathbf{x} = \mathbf{y} \Leftrightarrow \mathbf{x} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}\mathbf{y}, \quad (4)$$

Onde I é a matriz identidade de dimensões convenientes.

Esta expressão corresponde à representação matricial fundamental da análise I-O e a matriz $(\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}$ é a matriz inversa de Leontief, que contém os coeficientes de interdependência (Miller e Blair, 1985; Proops *et al.*, 1993).

Assim, a soma dos elementos das colunas da matriz inversa de Leontief permite mostrar os efeitos diretos e indiretos na economia, resultantes da variação de uma

unidade na procura final do setor designado no topo da coluna. De modo similar, a soma dos elementos das linhas da matriz inversa de Leontief permite mostrar o efeito total verificado no i -ésimo setor resultante do aumento unitário de cada procura final.

A soma dos elementos das colunas da matriz inversa é geralmente designada por *backward linkage* e a soma dos elementos das linhas é conhecida por *forward linkage*, indicando a interligação de um setor específico com os seus setores fornecedores, no primeiro caso, e com os seus setores compradores, no segundo caso (Miller e Blair, 1985).

Finalmente, os efeitos induzidos representam o impacto gerado nos setores industriais quer como resultado do aumento adicional de gastos resultantes do novo rendimento disponível das famílias, quer das transferências intersectoriais adicionalmente necessárias devido aos efeitos diretos e indiretos, resultantes da variação de uma unidade de procura final de um dado setor. A consideração dos efeitos induzidos implica a endogeneização das famílias no modelo, através da adição de uma coluna e linha adicionais na matriz de coeficientes diretos, para os “gastos das famílias” e para a “compensação salarial”, respetivamente (Silva *et al.*, 2013).

3.2.2. Análise EIO-LCA

De acordo com Hendrickson *et al.* (2006) existem dois métodos distintos para incorporar os impactes ambientais. No primeiro método, efetua-se a endogeneização dos efeitos ambientais através do aumento da matriz de coeficientes técnicos com linhas e colunas de produtos de poluição. No segundo método há um aumento externo dos modelos I-O. Este tipo de modelos aumentados externamente mantém a consideração dos efeitos ambientais independente da matriz de coeficientes técnicos, mas utiliza a inversa de Leontief e os outputs determinados pelo modelo I-O para gerar resultados. De acordo com Miller e Blair (1985), os métodos que incorporam os impactes ambientais no modelo I-O de modo externo, quando desenvolvidos corretamente, conduzem a resultados computacionais equivalentes aos métodos de incorporação endógenos. Hendrickson *et al.* (2006) comprovam a equivalência dos dois métodos, tendo demonstrado que: “Dado um modelo input-output $n \times n$, com uma matriz de coeficientes técnicos A , um vetor de procura final y , e uma função D de impactes ambientais por dólar de output de cada setor, o resultado da endogeneização dos impactes ambientais através da adição de uma linha e coluna conduz ao mesmo

resultado que se obtém com a criação externa de uma função de impacte ambiental – unitária.”

Como já foi referido, a análise I-O não é apenas uma ferramenta poderosa para o estudo dos fluxos económicos, mas também um instrumento muito útil para a análise ambiental. Por outro lado, a ACV tem sido largamente adotada, durante a última década, para a análise da conceção dos processos industriais, nomeadamente a partir da existência da norma ISO 14000 (Bras, 1997). No entanto, a complexidade do método de ACV torna-o de difícil aplicação, mesmo ao nível industrial (Borland *et al.*, 1998). Por outro lado, a ACV pode tornar-se redutora, na medida em que contempla apenas uma parte das descargas ambientais associadas ao produto ou aos processos em análise. De modo a colmatar esta questão, um grupo de investigadores da Green Design Initiative, da Universidade de Carnegie Mellon, efetuou a ligação das tabelas económicas I-O com inventários ambientais, tendo desenvolvido a análise EIO-LCA (Hendrickson *et al.*, 2006).

O modelo EIO-LCA considera, fundamentalmente, a combinação de três ferramentas: os modelos Input-Output, os inventários de geração de resíduos tóxicos e os consumos de energia por produtos (Gloria, 2000). O modelo EIO-LCA utiliza, normalmente, a tabela do tipo produto por indústria introduzida por Stone (1961, 1966) e posteriormente refinada por Victor (1972). No entanto, também podem utilizar-se matrizes indústria por indústria ou produto por produto, dependendo do objetivo do estudo.

Neste modelo é considerada uma matriz ambiental, D, que é expandida de modo a incluir, por exemplo, os inputs energéticos e as emissões para o ambiente. A matriz D é normalizada de modo a contemplar descargas de resíduos poluentes (sob a forma de poluição atmosférica ou de deposição de resíduos no solo e na água) ou utilizações de diversas formas de energia por unidade monetária de output de cada setor. Posteriormente, obtém-se um vetor de efeitos ambientais, e, pré-multiplicando os outputs totais pela matriz ambiental, D (Hendrickson *et al.*, 1998, 2006; Gloria, 2000):

$$\mathbf{e} = \mathbf{D}\mathbf{x} = \mathbf{D}(\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} \mathbf{y} = \mathbf{K}\mathbf{y}, \quad (5)$$

Onde K é a matriz que expressa os requisitos (ou descargas de poluentes) diretos e indiretos, por unidade monetária de procura final.

O inventário de dados do modelo EIO-LCA não capta endogenamente a totalidade do ciclo de vida de um produto ou processo. O modelo retém a complexidade industrial e o consumo exógeno de bens acabados. Contudo, não permite efetuar uma análise das

indústrias de reciclagem de modo a ilustrar, em pleno, as sequências do processo produtivo (Gloria, 2000).

O modelo EIO-LCA possui as mesmas limitações que o modelo I-O original, ou seja, não considera a substituição entre inputs; não admite economias de escala; quer a matriz I-O, quer a matriz ambiental, D, utilizam valores médios para todos os setores; e considera a hipótese de os efeitos ambientais serem proporcionais ao preço do produto num setor de produção (Gloria, 2000).

Apesar das similaridades existentes entre a abordagem P-ACV e a abordagem I-O, os sistemas de ACV possuem diferenças importantes (Suh, 2004): na ACV não existem registos anuais de transações disponíveis; as quantidades são expressas em unidades físicas, salientando-se os fluxos físicos em detrimento dos fluxos monetários; contemplam-se estádios de utilização e do fim de vida do produto, entre outros. Devido a estas diferenças pode tornar-se difícil efetuar a integração do modelo I-O e o P-ACV, pelo que têm sido desenvolvidas algumas reformulações da estrutura do modelo de ACV no contexto da análise I-O (e.g. Suh (2004); Pan e Kraines (2001)).

3.2.3. Pressupostos

Para a concretização do presente estudo recorreremos às matrizes I-O (produto por produto – 64×64) produzidas pelo Departamento de Prospetiva e Planeamento, a preços de base, para o ano de 2008 (Dias e Domingos, 2011). Contudo, para calcular os efeitos diretos, indiretos e induzidos das diferentes formas de produção de energia elétrica, foram acrescentados cinco vetores. Os vetores determinados para as diferentes formas de produção de energia elétrica consideradas foram obtidos com base em Oliveira *et al.* (2013).

Foram utilizados para o cálculo da Energia Primária dados dos Balanços Energéticos Nacionais para os anos 2008 e 2011. A consideração de dois anos tão próximos prendeu-se com a necessidade de contemplar algumas alterações significativas, nomeadamente, relativamente ao descomissionamento das centrais a fuel, por forma a alcançar, até 2010, uma *produção zero*, substituindo-se a cogeração a fuel por gás natural (Ministério da Economia e Inovação, 2007).

A obtenção das emissões para o ano de 2011 teve em consideração as intensidades de cada poluente calculada para o ano de 2008, com base nos dados satélite para o ambiente fornecidos pelo INE.

Os Fatores de Caracterização utilizados, por forma a possibilitar a melhor comparação entre os resultados de ambos os modelos, foram os mesmos utilizados na abordagem P-LCA para os métodos CED e CML (Anexo A).

Procedeu-se à afetação de custos por tipo de fonte, conforme Figura 2, por forma a desagregar a afetação dos fluxos das diferentes fontes de energia por setor de atividade.

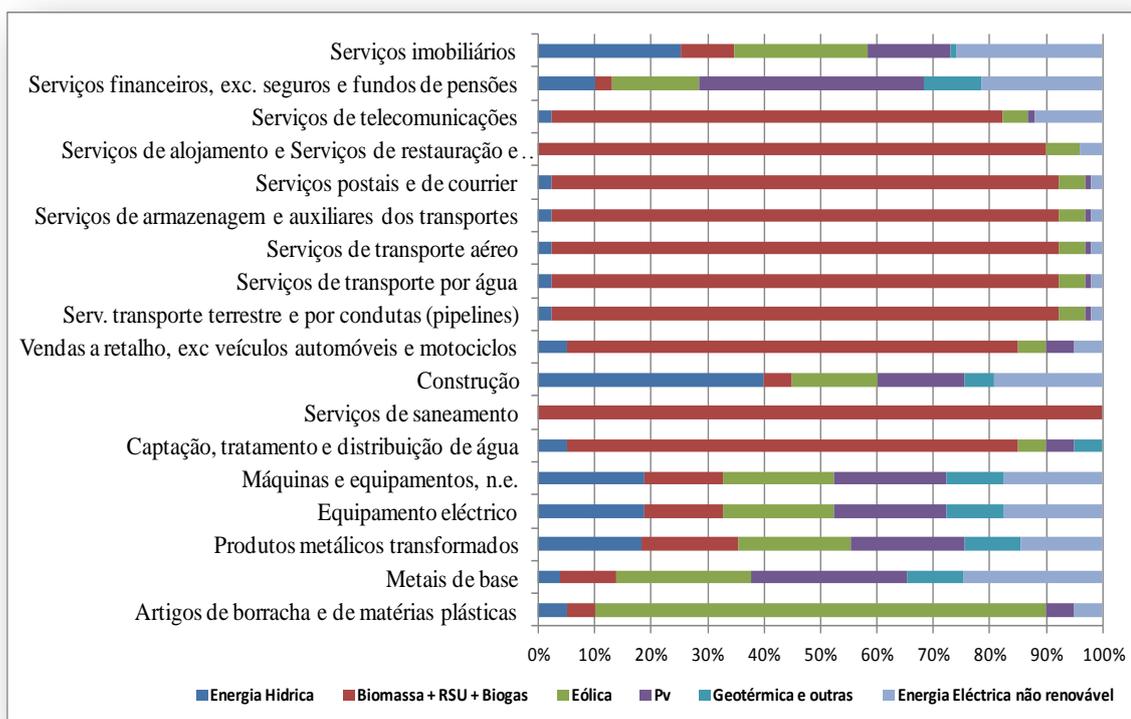


Figura 2 – Estrutura de Afetação de Custos por Tipo de Fonte.

Fonte: Adaptado de Oliveira *et al.*, 2013.

3.3. Avaliação de Ciclo de Vida com base na Abordagem P-LCA

Numa tentativa de formalizar uma estrutura ou modelo suficientemente aberto e geral, várias organizações desenvolveram normas para a ACV incluindo a Sociedade de Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), a Agência de Proteção Ambiental e a International Standards Organization (Fava, 1991). A Norma ISO 14040 define a ACV como a “Compilação e avaliação das entradas, saídas e dos impactes ambientais potenciais de um sistema de produto”.

O P-LCA tem por objetivo último identificar as possíveis melhorias nos produtos e/ou serviços e cadeias produtivas de forma a identificar as fases críticas do ciclo de vida passíveis de serem alvo de intervenção e de forma a diminuir os potenciais

impactes (Comissão Europeia, 2010) desde a extração de recursos, à produção de materiais, peças ou do produto em si e, mais intuitivamente, no decorrer da sua fase de uso. A ACV pode considerar ainda a gestão do produto depois que o mesmo é descartado, seja por meio da reutilização, reciclagem ou deposição final.

A perspetiva da abordagem P-LCA permite uma visão holística dos sistemas de produto ou serviço, apresentando-se como um conceito para a sustentabilidade ambiental, trazendo dessa forma os diferentes impactes de forma sistematizada para um corpo metodológico, independentemente de onde e quando esses impactes possam ocorrer (Guinée, 2002). A escolha desta ferramenta, função do papel que o consumo final representa na economia e no desenvolvimento, prospectiva a possibilidade de intervir de forma subliminar sobre a gestão ambiental e, igualmente importante, sobre o comportamento e a percepção da ecoeficiência dos consumidores. Desta forma, baseando-se na análise de sistemas, os processos são abordados como fazendo parte de uma cadeia de subsistemas que trocam inputs e outputs entre si (Malça e Freire, 2006). A ACV divide-se em quatro fases (Figura 3) perfeitamente delimitadas (Guinée, 2002; Rebitzer, 2003):

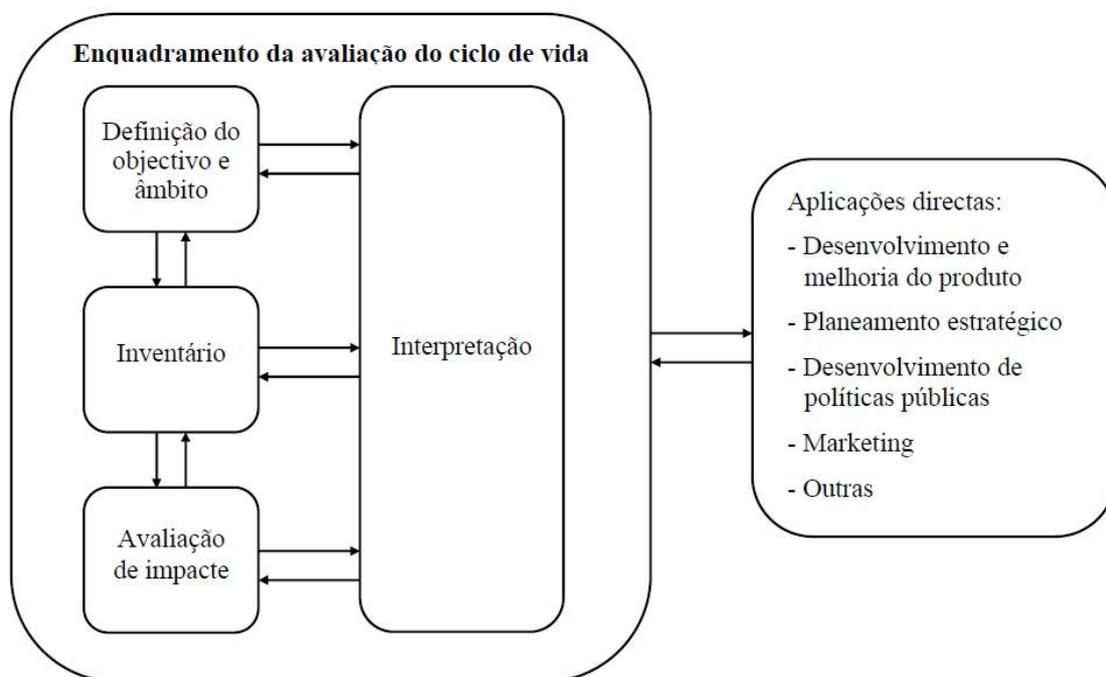


Figura 3 – Fases de uma ACV.
Fonte: NP EN ISO 14040.

1. Definição do objetivo e do âmbito, que inclui a descrição do sistema em termos das suas fronteiras e da unidade funcional;

2. Inventário de Ciclo de Vida, incluindo a estimativa dos consumos de energia e matérias-primas e dos fluxos de resíduos e emissões para o ambiente;
3. Avaliação de impactes do Ciclo de Vida, incluindo o cálculo das contribuições potenciais para determinadas categorias de impacte da extração de recursos e dos resíduos/emissões;
4. Interpretação, transversal a todas as outras.

3.3.1. Metodologia

Com base na Norma NP EN ISO 14040 resumiram-se alguns aspetos-chave da metodologia inerente à abordagem P-LCA. Antes de tudo importa ressaltar que, a ACV avalia, de um modo sistemático, os aspetos e os impactes ambientais de sistemas de produto, desde a obtenção de matérias-primas até ao destino final (*cradle to grave*), de acordo com o objetivo e âmbito definidos, sendo a sua natureza relativa função da importância da unidade funcional na metodologia.

Não existe uma metodologia única para a implementação da abordagem P-LCA, estando esta aberta à inclusão de progressos científicos e melhorias no estado-da-arte da técnica havendo mesmo, quando aplicada a organizações, a flexibilidade para implementar a Norma Internacional de acordo com a aplicação e os requisitos da organização.

O P-LCA aborda impactes ambientais potenciais, não prevendo impactes ambientais absolutos ou precisos, função da expressão relativa dos impactes ambientais potenciais em relação a uma unidade de referência, à integração de dados ambientais no espaço e no tempo, à incerteza inerente à modelação de impactes ambientais, e, não menos importante, devido ao facto de alguns impactes ambientais possíveis serem claramente impactes futuros.

Na Avaliação Ambiental de Ciclo de Vida (AICV) os resultados do Inventário de Ciclo de Vida são agregados às categorias de impacte. Para cada categoria de impacte é selecionado um indicador de categoria de impacte do ciclo de vida e é calculado o resultado do indicador de categoria (resultado do indicador); o conjunto dos resultados do indicador (resultados da AICV), ou perfil de AICV, fornece informação relativa às questões ambientais associadas às entradas e saídas do sistema de produto. Esta informação em conjunto com outras fases da abordagem P-ACV, permite obter uma perspetiva à escala do sistema das questões ambientais e de recursos para um ou mais sistema(s) de produto.

Finalmente no que concerne à interpretação do ciclo de vida, a Norma estabelece para o P-LCA um procedimento iterativo tanto dentro da fase de interpretação como com as outras fases de uma ACV, desta forma ao enfatizar os pontos fortes e limitações de uma ACV em relação à sua definição do âmbito e objetivo, a interpretação do ciclo de vida providencia disposições para criar ligações entre a abordagem P-LCA e outras técnicas de gestão ambiental.

No caso particular do presente estudo e, com o objetivo de avaliar os impactes associados ao mix energético da produção anual de energia elétrica em Portugal Continental, as Fronteiras de Sistema consideradas incluíram a geração de eletricidade por tipo de fonte (cogeração, eólica, fotovoltaica, hídrica, gás natural, fuelóleo e carvão), as infraestruturas respetivas e a transmissão e distribuição da eletricidade gerada (por tipo de fonte).

3.3.2. Pressupostos

O Inventário e modelo de ciclo de vida foi desenvolvido com recurso à plataforma informática SimaPro®, sendo que os dados para a produção de eletricidade (anos 2004, 2008 e 2011) foram retirados da REN (REN, 2012). Dado que a geração em regime especial, não é apresentada de forma discriminada nos dados da REN foi necessário, de forma complementar, recorrer à ERSE (ERSE, 2012) por forma a ter o detalhe necessário. Considerou-se o mix energético para os anos em estudo, conforme Tabela 3.

A unidade funcional considerada foi de 1 GWh de eletricidade produzida e distribuída até ao consumidor final *na tomada*. Os anos considerados foram 2004, 2008 e 2011. A definição de âmbito considerada no presente estudo incluiu a análise de potenciais impactes de ciclo de vida da geração, transmissão e distribuição de eletricidade. Para tal recorreram-se a métodos de avaliação de impactes (CED e CML abaixo discriminados).

Tabela 3 – Mix Energético para os anos de 2004, 2008 e 2011.

Mix (%)	2004	2008	2011	Taxa de Crescimento		
				TC04 (2008)	TC08 (2011)	TC04 (2011)
Carvão	35	25	19	-29%	-24%	-46%
Gas Natural	25	30	21	20%	-30%	-16%
Petroleo	5	1	2	-80%	100%	-60%
Hidro	26	18	25	-31%	39%	-4%
Fotovoltaica	0	0,5	0,5		0%	
Eolica	2	13	19	550%	46%	850%
Cogeração	7	12,5	13,5	79%	8%	93%
Total	100	100	100			

Para os anos de 2008 e 2011 foram consideradas algumas alterações no modelo de ciclo de vida por forma a traduzir a entrada em funcionamento dos sistemas de dessulfurização e desnitrificação na geração de eletricidade com base em carvão, bem como a melhoria de eficiência inerente à entrada em funcionamento de centrais térmicas de ciclo-combinado (Marques e Freire, 2012).

3.4. Avaliação de Impactes de Ciclo de Vida (AICV)

O inventário de ciclo de vida compreende a fase da avaliação do ciclo de vida que envolve a compilação e quantificação de entradas e saídas para um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida (ISO 14040, 2006). No entanto, uma potencial e longa lista de substâncias pode ser difícil de interpretar, recorrendo-se por isso à avaliação de impactes de ciclo de vida (LCIA). Um LCIA consiste em 4 etapas:

1. Classificação: todas as substâncias são classificadas em classes de acordo com o efeito produzido sobre o meio ambiente;
2. Caracterização: todas as substâncias são multiplicadas por um fator que reflete a sua contribuição em relação ao impacte ambiental;
3. Normalização: o impacte quantificado é comparado com um determinado valor de referência;
4. Ponderação: diferentes opções de valor são atribuídas às categorias de impacte para gerar uma única pontuação.

Para cada substância torna-se necessário descrever o mecanismo ambiental da substância emitida. Paralelamente a este mecanismo ambiental as categorias de impacte podem ser selecionadas no seu ponto médio (*midpoint*) ou terminal (*endpoint*).

A abordagem P-LCA *midpoint*, pelo seu carácter determinístico, é orientada ao problema e, traduz-se em temas ambientais, como sejam as alterações climáticas, a acidificação, a toxicidade humana ou o potencial de aquecimento global (Rebitzer *et al.*, 2003). Por contrapartida as categorias de impacte *Endpoint*, traduzem os impactes ambientais em questões de interesse, tais como a saúde humana, meio ambiente ou recursos naturais.

Os métodos utilizados no presente trabalho foram *midpoint*. Por forma a obter os resultados para os impactes ambientais foram utilizados os métodos de ACV: CED e CML 2 (2000).

O Método CED (Cumulative Energy Demand) representa, para um produto e/ou serviço, a energia direta e indireta usada ao longo de todo o ciclo de vida, incluindo a energia consumida durante a extração, produção e eliminação das matérias-primas e materiais auxiliares. A metodologia CED permite ainda proceder à distinção dos requisitos de energia entre fontes renováveis e não-renováveis. O método CML 2 (2000) é uma atualização do método CML (1992) - um método "multifase", sendo um dos primeiros métodos de avaliação, desenvolvido e utilizado em vários países. O seu nome está relacionado com a entidade onde foi desenvolvido - o Centro de Gestão Ambiental da Universidade de Leiden na Holanda. A abordagem do método CML 2 é orientada ao problema (ACV *midpoint*). Para cada problema, existem fatores de caracterização quantificados (Anexo A). Uma emissão identificada no ICV é convertida numa contribuição para o efeito de um problema ambiental multiplicando-a por um fator equivalente (Frischknecht *et al.*, 2007). A Tabela 4 apresenta o resumo das categorias de impactos ambientais analisados em cada método.

Tabela 4 – Métodos de Inventário de Ciclo de Vida (CED & CML 2000).

Método	Categoria Impacte	Descrição	Unidade
CED	Energia não Renovável	Necessidades de energia primária ao longo do ciclo de vida	MJ prim.
	Acidificação (Acid)	Descreve o destino e deposição de substâncias acidificantes	kg SO ₂ eq
CML	Eutrofização (Eut)	Impactes devido aos níveis excessivos de macronutrientes no ambiente aquático	kg PO ₄ ³⁻ eq
	Potencial de Aquecimento Global (GWP 100)	Emissão de Gases com Efeito de Estufa (GEE), medidos num horizonte de 100 anos	kg CO ₂ eq
	Depleção Abiótica (AD)	Extração de minerais e combustíveis fósseis, com base na concentração das reservas e na taxa de deposição (deaccumulation)	kg Sb eq

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao longo do presente capítulo são apresentados para cada uma das abordagens estudadas os resultados por categoria de impacto, bem como a sua discussão. Seguidamente procedemos à leitura comparada dos resultados das abordagens EIO-LCA e P-LCA.

4.1. EIO-LCA

Para a metodologia de análise EIO-LCA, função da relevância material das categorias de impacto centrais ao estudo do sistema electroprodutor, da disponibilidade de dados robustos e da necessária articulação com a abordagem P-ACV, foram selecionadas as categorias de impacto de energia primária, acidificação e potencial de aquecimento global.

4.1.1. Energia Primária

A energia primária é a energia como encontrada na natureza, podendo ser de origem fóssil (carvão, petróleo, gás), renovável (biomassa, eólica, solar, hidráulica, geotérmica) ou nuclear. Com exceção da intensidade de energia primária da geração de eletricidade com base em carvão que encontra maior expressão no recurso a fontes não renováveis, as restantes formas de energia primária têm maior intensidade no setor de cogeração (Figura 4, Figura 5, e Figura 6).

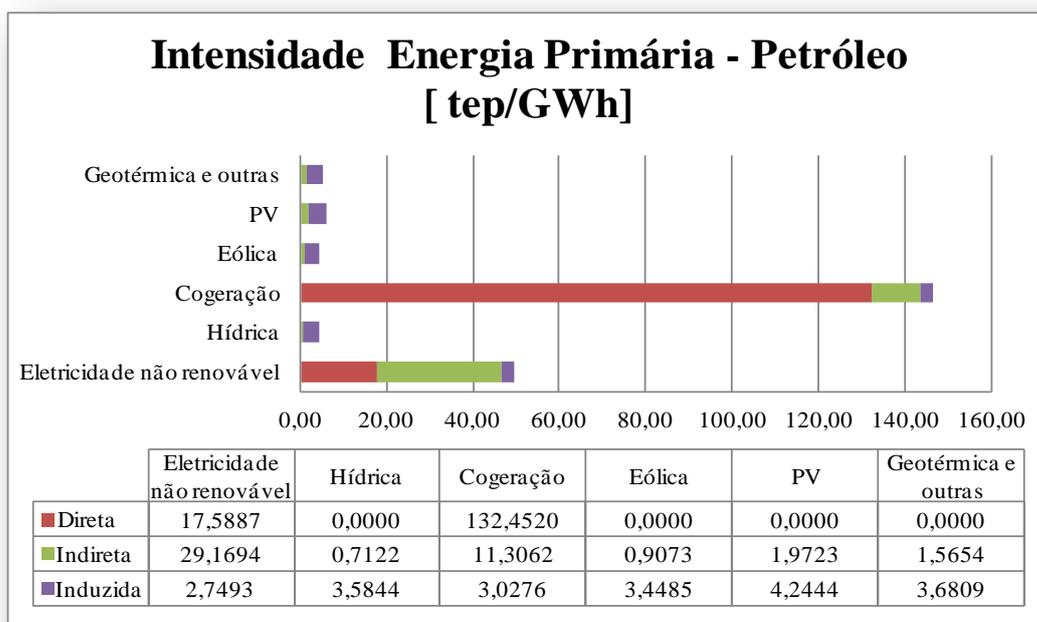


Figura 4 – Intensidade de Energia Primária da Geração de Eletricidade com base em Petróleo em 2008.

Da análise das Tabela 5 e Tabela 6 é possível concluir que os dados obtidos para 2011 com base nas intensidades de energia primária consideradas para 2008 revelam-se muito diversos dos dados apresentados na versão provisória do Balanço Energético disponibilizado pela DGEG para esse ano. Esta situação dever-se-á ao descomissionamento de centrais a fuelóleo e a gasóleo que não se encontra repercutido nos coeficientes de consumo de petróleo para o ano base deste estudo (Eletricidade com base em não renováveis – 248 806 tep e cogeração – 478 946 tep).

Tabela 5 – Consumo de Petróleo (tep) em 2008.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	Total
Direto	0	0	747624	0	0	0	747624
Indireto	187225	1233	15148	1240	18	71	204935
Induzido	17647	6207	4056	4712	38	168	32828
Total	204872	7441	766828	5952	56	239	985387

Tabela 6 – Consumo de Petróleo (tep) em 2011.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	Total
Direto	360001	0	891866	0	0	0	1251867
Indireto	193581	2479	24684	2388	159	95	223386
Induzido	18246	12476	6610	9078	341	223	46974
Total	571828	14955	923161	11466	500	317	1522227

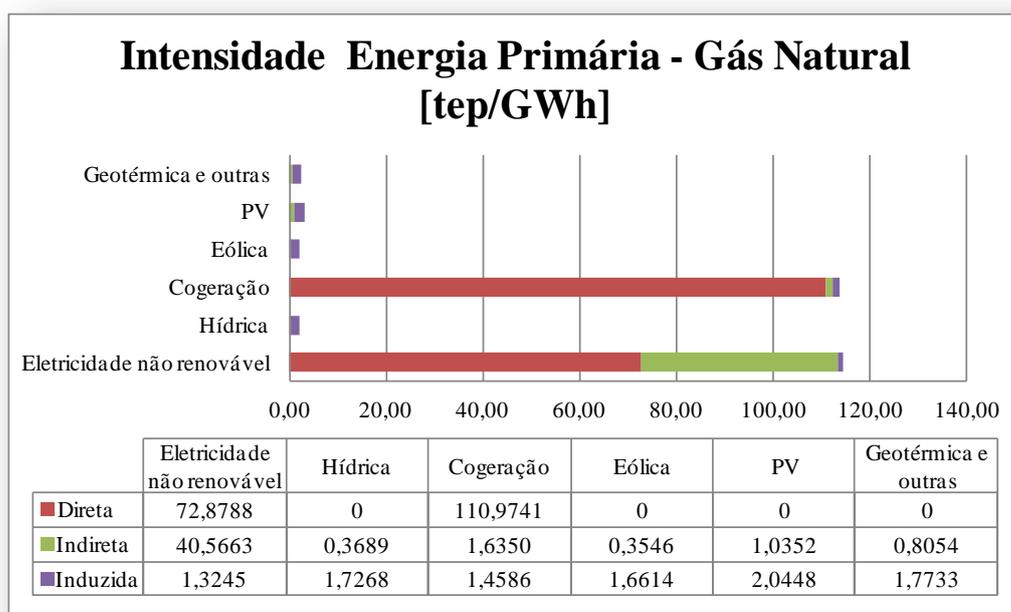


Figura 5 – Intensidade de Energia Primária da Geração de Eletricidade com base em Gás Natural em 2008.

Relativamente ao gás natural as previsões para 2011 são mais uma vez muito diversas em relação ao Balanço Energético (Eletricidade – 1670328 tep; Cogeração – 1197707tep), refletindo a substituição de centrais a fuelóleo e gásóleo por centrais a gás natural (Tabela 7 e Tabela 8).

Tabela 7 – Consumo de GN (tep) em 2008.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	Total
Direto	1970752	0	626392	0	0	0	2597144
Indireto	260376	639	2191	485	9	37	263737
Induzido	8502	2990	1954	2270	18	81	15815
Total	2239629	3629	630537	2755	28	118	2876696

Tabela 8 – Consumo de GN (tep) em 2011.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	Total
Direto	1491659	0	747245	0	0	0	2238904
Indireto	269216	1284	3570	933	83	49	275135
Induzido	8790	6010	3184	4373	164	107	22628
Total	1769665	7294	753999	5307	248	156	2536667

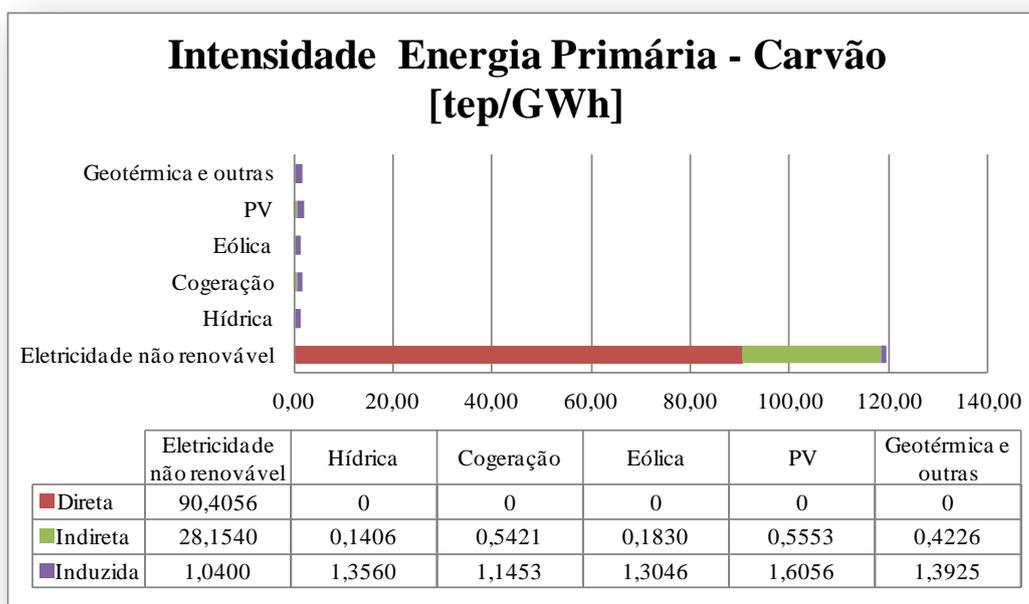


Figura 6 – Intensidade de Energia Primária da Geração de Eletricidade com base em Carvão em 2008.

O consumo de carvão diminui substancialmente no período considerado (Tabela 9 e Tabela 10), maioritariamente pela contribuição da eletricidade não renovável que decresce 22.3%. Isto deve-se ao aumento dos índices de hidraulicidade em 2011 e ao aumento do contributo das restantes renováveis para o mix de produção.

Da análise da Tabela 10 conclui-se ainda que, nos restantes setores, os totais de consumo de carvão sofrem um aumento. Contudo, como o maior contributo para o consumo de carvão está no setor electroprodutor (na termoeletricidade), a redução de consumo neste setor mais do que compensa o aumento dos efeitos indiretos e induzidos do consumo de carvão nos restantes setores.

Tabela 9 – Consumo de carvão (tep) em 2008.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	Total
Direto	2444703	0	0	0	0	0	2444703
Indireto	180707	243	726	250	5	19	181950
Induzido	6676	2348	1534	1783	14	63	12418
Total	2632086	2592	2261	2033	19	83	2639071

Tabela 10 – Consumo de Carvão (tep) em 2011.

Consumo de carvão (tep)	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	Total
Direto	1850392	0	0	0	0	0	1850392
Indireto	186843	489	1184	482	45	26	189069
Induzido	6902	4720	2500	3434	129	84	17769
Total	2044137	5209	3684	3916	174	110	2057230

Considerados os consumos de energia primária, petróleo, carvão e gás natural, podemos constatar (Figura 7) que são os efeitos diretos os que mais contribuem para a categoria de impacto de energia primária.

Tendo em conta as diferentes fontes de geração, verifica-se a preponderância da eletricidade não renovável a par com a cogeração.

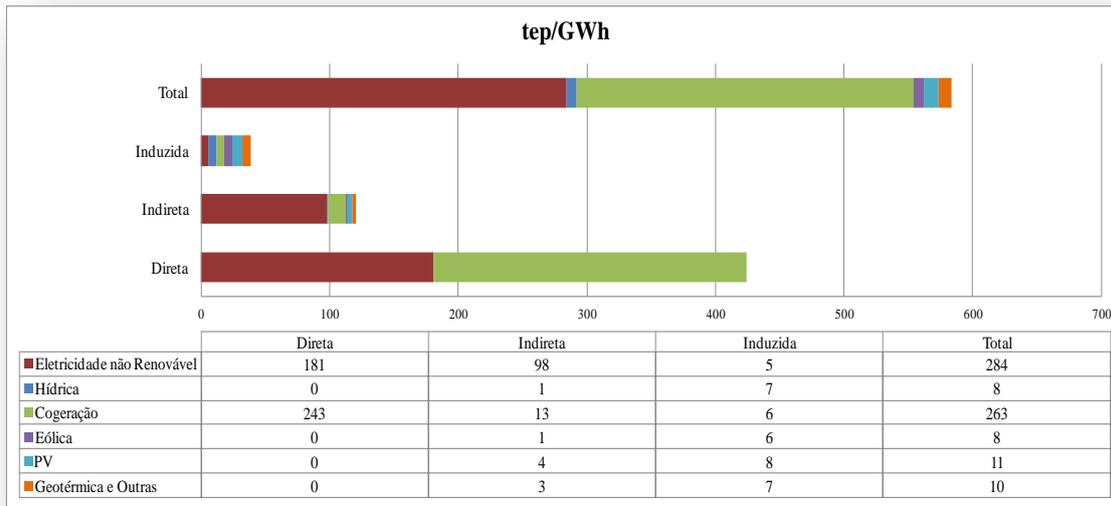


Figura 7 – Intensidade de Energia Primária: Contribuição por Fonte de Produção em 2008.

4.1.2. Acidificação

As emissões de SO₂, NO_x e de NH₃ traduzem as principais substâncias que contribuem para a categoria de acidificação. Estes poluentes atmosféricos são agregados após a afetação de cada poluente específico por fatores de caracterização (Anexo A). No que se refere às emissões resultantes da combustão de combustíveis fósseis, verifica-se que os setores de produção de energia elétrica com maior potencial direto e indireto de emissões são os setores de cogeração e de energia elétrica não renovável (Figura 8 e Figura 9).

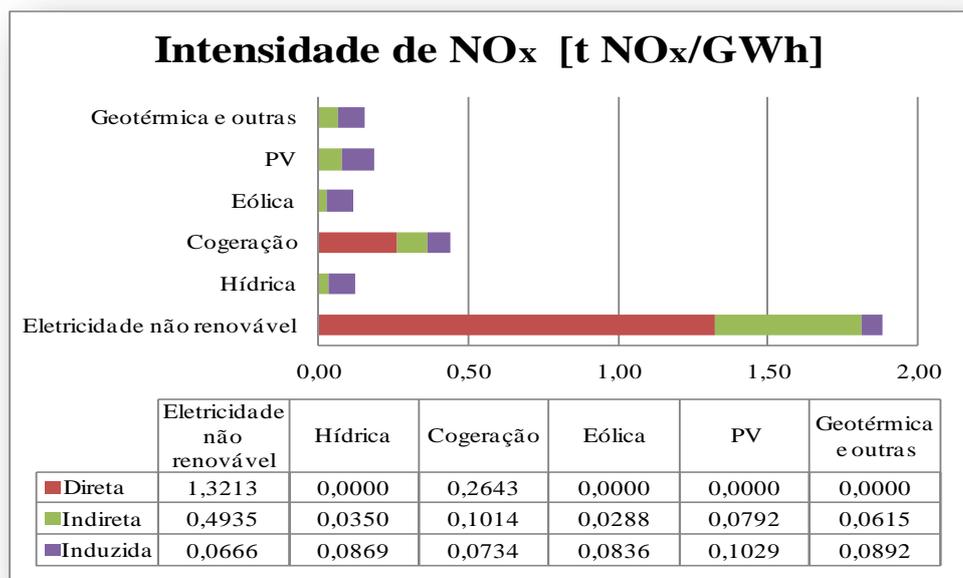


Figura 8 – Intensidade de NO_x em 2008.

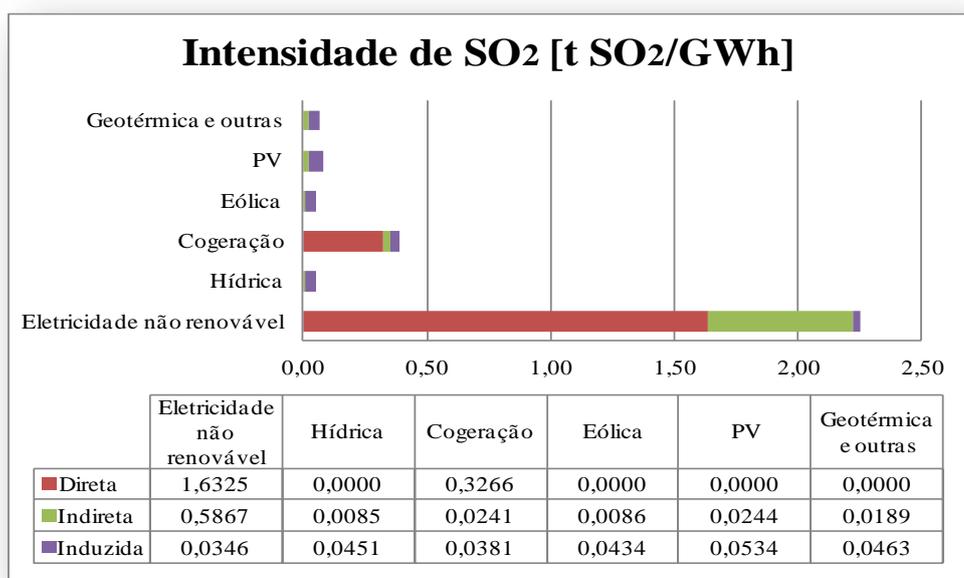


Figura 9 – Intensidade de SO₂ em 2008.

O valor das emissões diretas de NO_x obtido para o setor elétrico aproxima-se dos valores obtidos no Inventário Nacional de Emissões reportado para 2008 e para 2011, ou seja, cerca de 37 470 t e 20 160 t de NO_x, respetivamente (Tabela 11 e Tabela 12). A discrepância de valores entre a abordagem utilizada e a abordagem sectorial, seguida pelo IPCC, é relativamente pequena, sendo ligeiramente maior em 2011 devido à utilização das intensidades referentes a 2008. (IPCC, 2006a, 2006b).

Tabela 11 – Emissões de NO_x (t) em 2008.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	TOTAL
Direto	35730	0	1492	0	0	0	37221
Indireto	3167	61	136	39	1	3	3407
Induzido	428	150	98	114	1	4	796
Total	39325	211	1726	154	2	7	41424

Tabela 12 – Emissões de NO_x (t) em 2011.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	TOTAL
Direto	27044	0	1780	0	0	0	28823
Indireto	3275	122	221	76	6	4	3704
Induzido	442	302	160	220	8	5	1139
Total	30761	424	2161	296	15	9	33666

O valor das emissões diretas de SO₂ obtido para o setor elétrico aproxima-se uma vez mais dos valores obtidos no Inventário Nacional de Emissões reportado para 2008, ou seja, cerca de 46 000 t de SO₂ (Tabela 13). A discrepância de valores entre a abordagem utilizada e a abordagem sectorial é maior em 2011 (

Tabela 14). Esta situação deve-se à introdução de sistemas de dessulfurização e desnitrificação nas centrais a carvão, a partir de 2008 (Marques e Freire, 2012), sendo que a mesma não estava ainda refletida nas intensidades de 2008. Com este resultado, evidencia-se uma das desvantagens da abordagem estática seguida pelo modelo EIO-LCA, sempre que se registam alterações tecnológicas significativas.

Tabela 13 – Emissões de SO₂ (t) em 2008.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	TOTAL
Direto	44145	0	1843	0	0	0	45988
Indireto	3766	15	32	12	0	1	3826
Induzido	222	78	51	59	0	2	413
Total	48133	93	1927	71	1	3	50227

Tabela 14 – Emissões de SO₂ (t) em 2011.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	TOTAL
Direto	33413	0	2199	0	0	0	35612
Indireto	3894	30	53	23	2	1	4002
Induzido	230	157	83	114	4	3	591
Total	37537	187	2335	137	6	4	40205

No que se refere às emissões de NH₃, as que são atribuídas ao setor electroprodutor são consideradas negligenciáveis, pelo que praticamente não existem impactes diretos neste setor.

Os maiores efeitos indiretos potenciais fazem sentir-se no setor da cogeração (Figura 10). Contudo, os efeitos totais mais significativos registam-se no setor fotovoltaico, devido ao potencial dos efeitos induzidos por este setor. Esta situação decorre do reduzido peso da produção deste setor, uma vez que se tratam de valores relativos. De facto, se tivermos em conta o valor global das emissões de NH₃, este setor apresenta um valor residual (quase nulo) em 2008 e muito baixo em 2011 (Tabela 15 e Tabela 16).

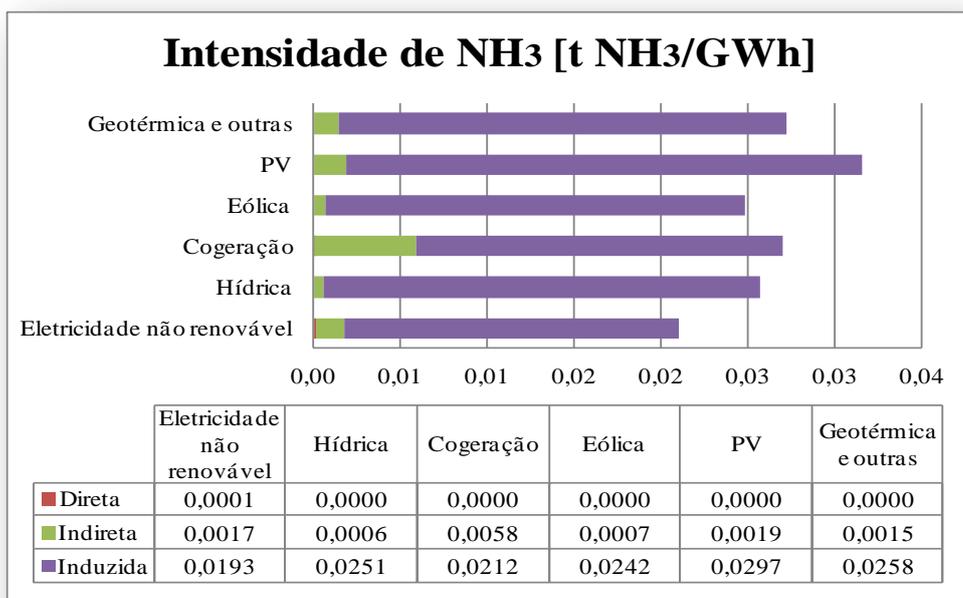


Figura 10 – Intensidade de NH₃ em 2008.

Tabela 15 – Emissões de NH₃ (t) em 2008.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	Total
Direto	3,36	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	3,50
Indireto	10,73	1,07	7,83	0,96	0,02	0,07	20,67
Induzido	123,58	43,47	28,41	33,00	0,27	1,17	229,90
Total	137,67	44,55	36,37	33,96	0,29	1,24	254,07

Tabela 16 – Emissões de NH₃ (t) em 2011.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	Total
Direto	2,54	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00	2,71
Indireto	11,09	2,16	12,76	1,84	0,15	0,09	28,09
Induzido	127,78	87,37	46,29	63,57	2,39	1,56	328,96
Total	141,41	89,53	59,21	65,42	2,54	1,65	359,76

Ponderadas as emissões de SO₂, NO_x e de NH₃, podemos constatar (Figura 11) que são as emissões diretas as que mais contribuem para a categoria de acidificação, atingindo um peso de 70.2%. Considerando as diferentes fontes de geração, verifica-se que a eletricidade não renovável contribui com um maior peso ao nível das emissões diretas e indiretas. Ressalva-se ainda o contributo da cogeração, responsável por 20% das emissões diretas.

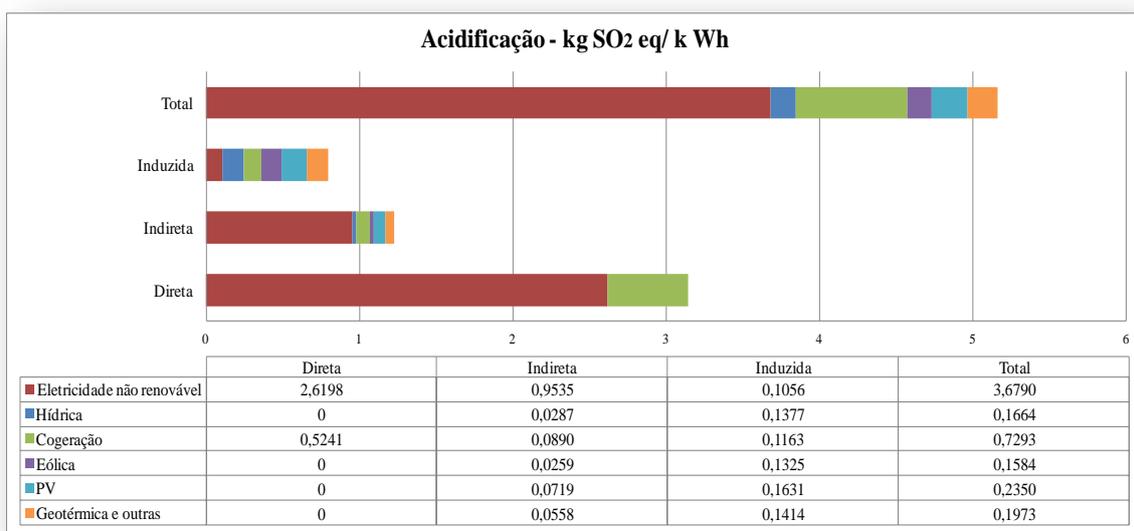


Figura 11 - Intensidade de Acidificação: Contribuição por Fonte de Produção em 2008.

Após a análise das intensidades por substância e da intensidade de acidificação para o ano de 2008, apresentam-se abaixo os resultados totais das emissões por fonte de produção para 2008, complementados com a projeção para 2011 a partir dos dados de 2008. A redução dos níveis de acidificação de 2008 para 2011 (Figura 12) deve-se à alteração do mix de produção em 2011, que registra uma diminuição significativa da produção de energia elétrica a partir de fontes não renováveis.

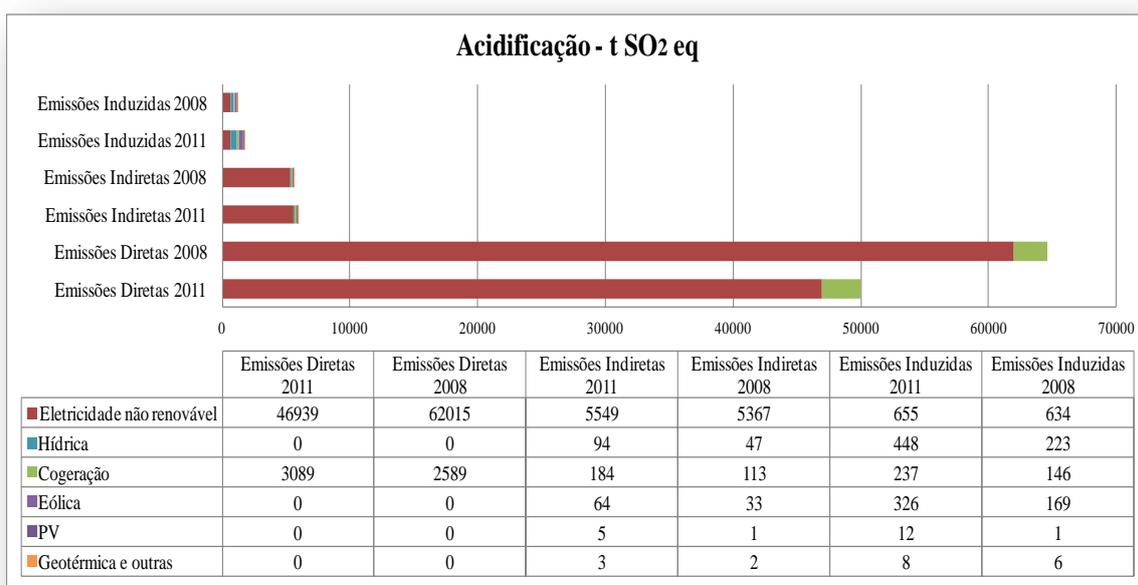


Figura 12 – Acidificação: Contribuição por Fonte de Produção em 2008 e 2011.

4.1.3. Potencial de Aquecimento Global (GWP 100)

As emissões de gases com efeito de estufa (GEE), em toneladas de CO₂ equivalente, foram calculadas considerando os principais gases responsáveis (CO₂, CH₄ e N₂O). A combustão de energia é, geralmente, a fonte mais importante das emissões de GEE nos países desenvolvidos, contribuindo para 90% das emissões de CO₂ e 75% das emissões totais de GEE (IPCC, 2006b). Neste contexto, este tipo de emissões regista um potencial superior, em termos de intensidade no setor electroprodutor com fontes não renováveis, devido fundamentalmente ao consumo de carvão neste setor (Figura 13).

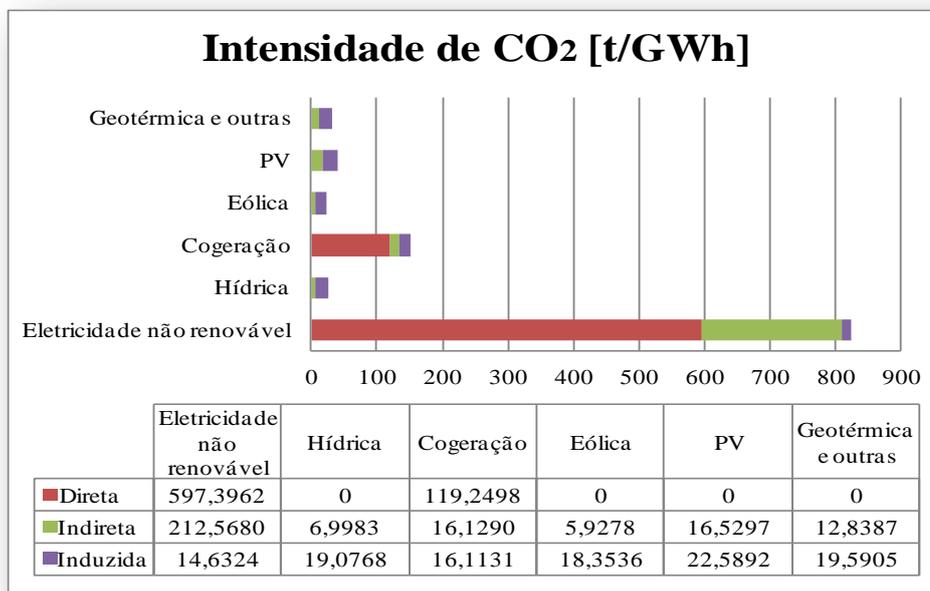


Figura 13 – Intensidade de CO₂ em 2008.

A agricultura e o tratamento de resíduos são os principais responsáveis pelas emissões de metano (CH₄), e a agricultura pelas emissões de óxido nitroso (N₂O). Como se pode ver através das Figura 14 e Figura 15, os valores das intensidades de N₂O e CH₄ são residuais em todo o setor electroprodutor, apresentando um maior contributo no setor da cogeração.

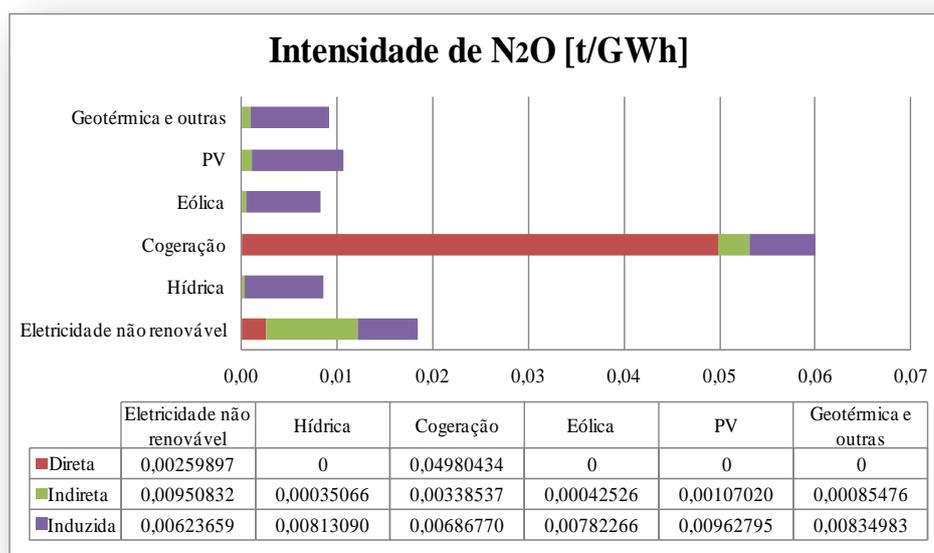


Figura 14 – Intensidade de N₂O em 2008.

Os valores calculados para 2008 e 2011 relativamente à emissão de CO₂ e de N₂O são aproximados dos valores obtidos no Inventário Nacional de Emissões preconizado para os mesmos anos. No que se refere às emissões de CO₂, estas apresentam nesse documento os valores de 16785,22 t 10³ e 14 257,34 t 10³, confrontar (Tabela 17 e Tabela 18).

Tabela 17 – Emissões de CO₂ (t 10³) em 2008.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	TOTAL
Direto	16154	0	673	0	0	0	16828
Indireto	1364	12	22	8	0	1	1407
Induzido	94	33	22	25	0	1	175
Total	17613	45	716	33	0	1	18409

Tabela 18 – Emissões de CO₂ (t 10³) em 2011.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	TOTAL
Direto	12227	0	803	0	0	0	13030
Indireto	1411	24	35	16	1	1	1488
Induzido	97	66	35	48	2	1	250
Total	13735	91	873	64	3	2	14768

As emissões de N₂O, apresentam no Inventário Nacional de Emissões valores em torno das 390 toneladas para os dois anos. A maior discrepância destes valores em 2011

deve-se aos fatores aludidos anteriormente relativamente a alterações do mix de produção. Confrontar (Tabela 19 e Tabela 20).

Tabela 19 – Emissões de N₂O (t) em 2008.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	Total
Direto	70,2800	0,0000	281,1200	0,0000	0,0000	0,0000	351,4000
Indireto	61,0294	0,6073	4,5356	0,5811	0,0097	0,0390	66,8020
Induzido	40,0297	14,0808	9,2011	10,6894	0,0868	0,3805	74,4685
Total	171,3391	14,6881	294,8567	11,2706	0,0965	0,4195	492,6704

Tabela 20 – Emissões de N₂O (t) em 2011.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	Total
Direto	53,1948	0	335,3577	0	0	0	388,5526
Indireto	63,1014	1,2205	7,3912	1,1194	0,0861	0,0517	72,9703
Induzido	41,3888	28,3004	14,9941	20,5914	0,7746	0,5048	106,5540
Total	157,6850	29,5209	357,7430	21,7108	0,8606	0,5565	568,0769

Relativamente às emissões de CH₄, há uma diferença significativa entre os valores aqui obtidos, função dos valores calculados com base nas contas satélite do INE (

Tabela 21 e Tabela 22) e os valores do Inventário Nacional de Emissões. Como seria de esperar, as emissões de CH₄ são pouco expressivas no setor electroprodutor.

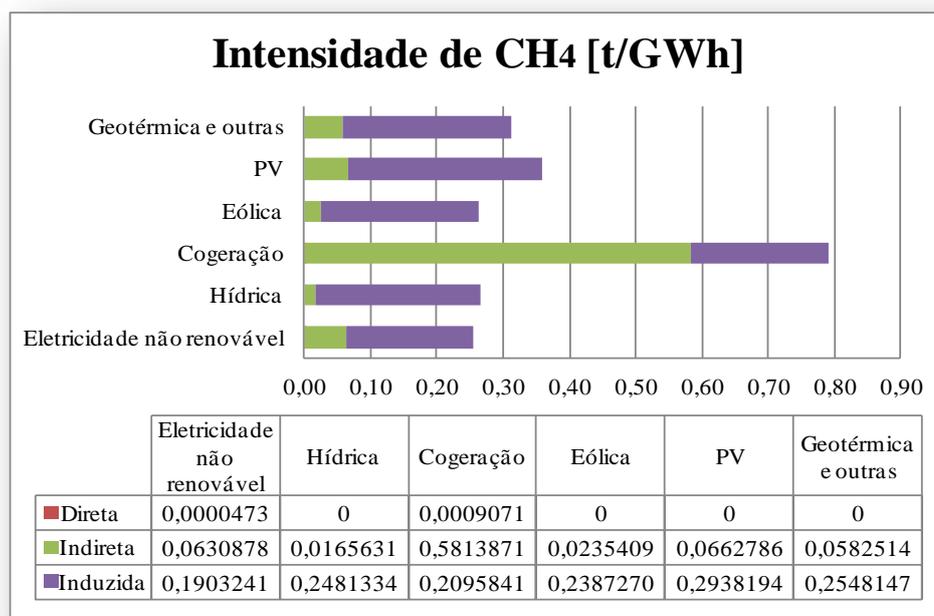


Figura 15 – Intensidade de CH₄ em 2008.

Tabela 21 – Emissões de CH₄ (t) em 2008.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	Total
Direto	1,280	0	5,120	0	0	0	6,400
Indireto	404,931	28,683	778,923	32,168	0,598	2,655	1247,958
Induzido	1221,601	429,709	280,794	326,214	2,650	11,613	2272,580
Total	1627,812	458,393	1064,837	358,382	3,248	14,267	3526,938

Tabela 22 – Emissões de CH₄ (t) em 2011.

	Eletricidade não Renovável	Hídrica	Biomassa/Cogeração	Eólica	PV	Geotérmica e outras	Total
Direto	0,969	0	6,108	0	0	0	7,077
Indireto	418,679	57,650	1269,327	61,966	5,332	3,522	1816,475
Induzido	1263,076	863,654	457,579	628,396	23,637	15,405	3251,747
Total	1682,723	921,304	1733,014	690,362	28,969	18,927	5075,299

Ponderadas as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O, podemos constatar (Figura 16) que são as emissões resultantes de efeitos diretos as que mais contribuem para a categoria de Potencial de Aquecimento Global. Analisando o contributo das diferentes fontes de geração, verifica-se que a eletricidade não renovável contribui com um maior peso ao nível das emissões diretas e indiretas. Ressalva-se ainda o contributo da Cogeração, responsável por 23% das emissões Totais.

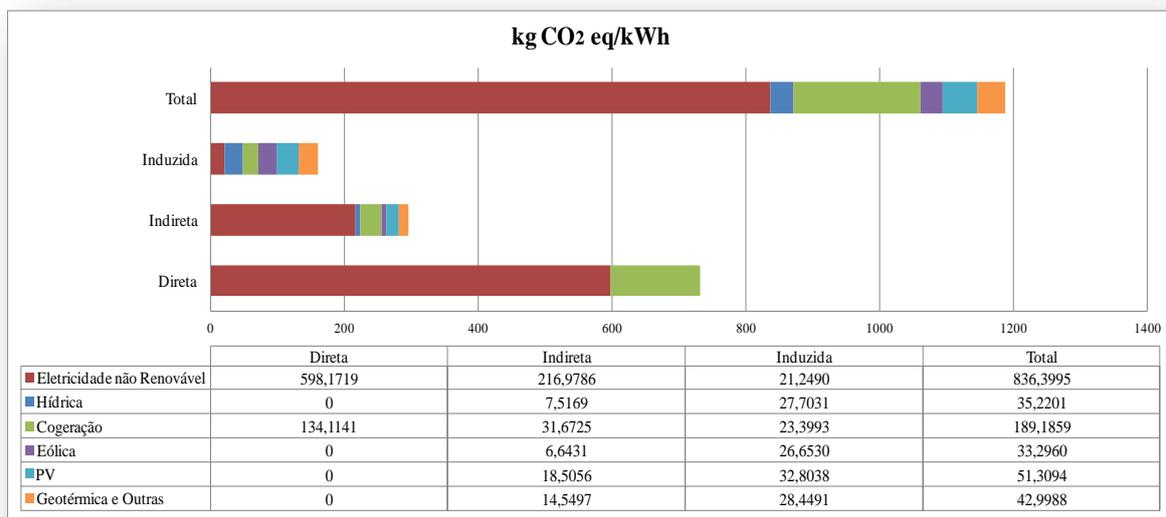


Figura 16 – Intensidade de GWP: Contribuição por Fonte de Produção em 2008.

Após a análise das intensidades por substância e da intensidade de potencial de aquecimento global para o ano de 2008, apresentam-se abaixo os resultados totais das

emissões por fonte de produção para 2008, complementados com a projeção para 2011 a partir dos dados de 2008.

Tal como na acidificação, o GWP sofre uma redução de 2008 para 2011, principalmente, devido à alteração do mix de produção, que conduziu a uma redução da produção de energia elétrica com base em não renováveis (Figura 17).

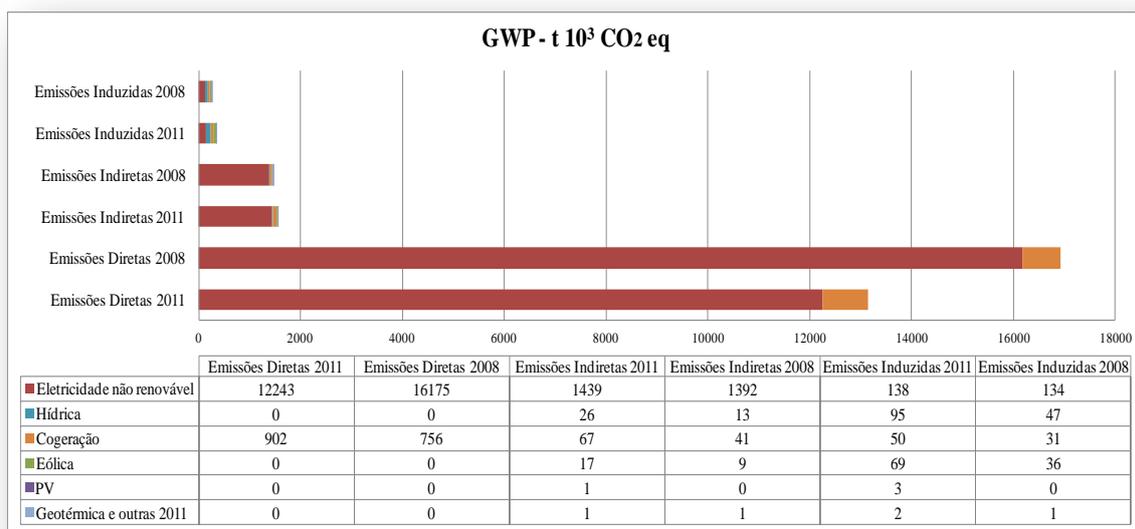


Figura 17 – GWP: Contribuição por Fonte de Produção em 2008 e 2011.

4.2. P-LCA

4.2.1. CED: Energia não Renovável

Com recurso à metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida CED foram analisados os contributos das diferentes fontes de produção de energia elétrica, bem como as perdas para a rede, sobre a categoria de impacto de energia não renovável (Figura 18).

A partir dos resultados apresentados podemos inferir que é a utilização de carvão e gás natural a contribuir maioritariamente para a categoria de impacto analisada. De 2004 para 2011 verifica-se uma diminuição dos requisitos de energia não renovável fóssil por GWh produzido, tal dever-se-á a um aumento da geração de fontes renováveis, veja-se, por exemplo, a evolução da produção de energia eólica que passa de inexpressivos 2% em 2008 para quase 20% em 2011, (conforme Tabela 3 mix energético), com a hídrica a estabelecer o seu contributo nos 26%, 18% e 25% respetivamente para 2004, 2008 e 2011. No que diz respeito à eficiência a Figura 18

mostra um desempenho ambiental favorável de 2004 para 2011, por cada GWh gerado e distribuído ao nível da energia não renovável.

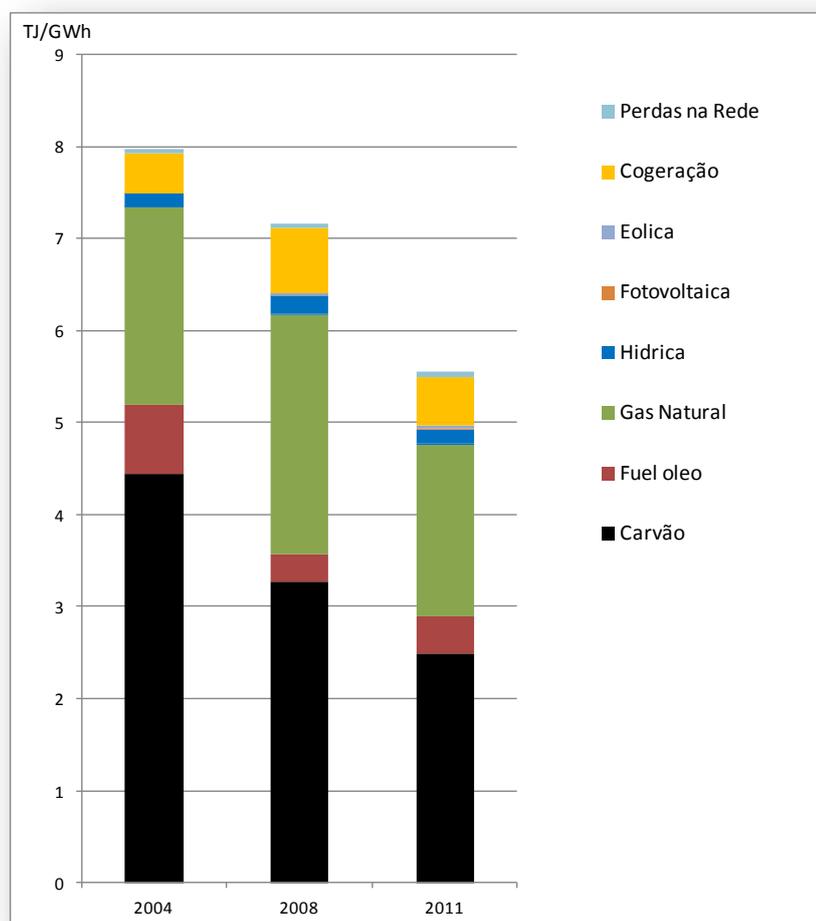


Figura 18 – Energia Não Renovável.

4.2.2. CML

Com recurso ao método CML foram analisados os contributos das diferentes fontes de produção de energia elétrica, bem como as perdas para a rede, sobre as categorias de impacto de acidificação, eutrofização, potencial de aquecimento global e depleção abiótica.

4.2.2.1. Acidificação

O impacto ambiental na acidificação (Figura 19) tem o seu contributo mais expressivo nas fontes de produção de carvão e fuelóleo. Em termos absolutos, verifica-se uma diminuição muito acentuada de 2004 para 2008 do impacto ambiental na

acidificação. A esta evolução não será alheia a diminuição do recurso a carvão no sistema electroprodutor, com a percentagem no mix energético nacional a passar de 35% em 2004, para 25% em 2008 e 19% em 2011. Contudo, esta diminuição, não justifica por si só uma diminuição tão acentuada dos impactes, devendo ser tido em conta a entrada em funcionamento dos sistemas de dessulfurização e desnitrificação que intervêm ao nível das emissões de SO_x e NO_x (Marques e Freire, 2012).

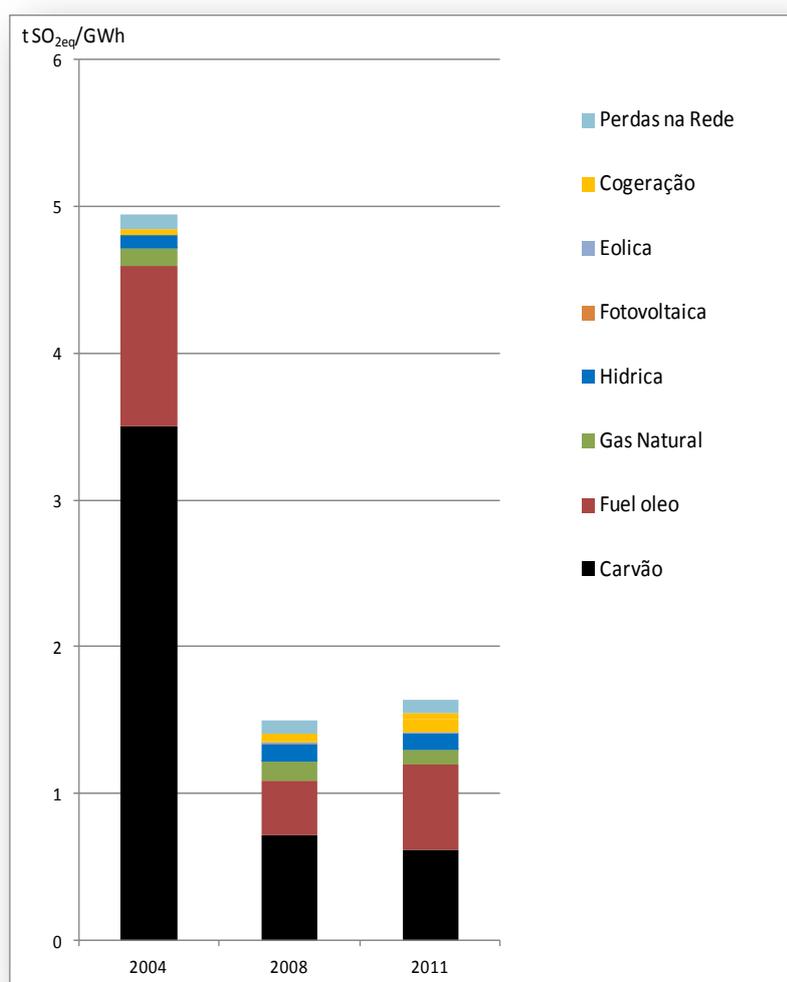


Figura 19 – Acidificação.

4.2.2.2. Eutrofização

A partir dos resultados apresentados (Figura 20) verifica-se que o carvão contribui maioritariamente para a categoria de impacte analisada. Com um reflexo expressivo e, com a quase duplicação da sua utilização no sistema electroprodutor (conforme Tabela 3 - Mix Energético), as fontes de cogeração são igualmente relevantes para a caracterização dos impactes apresentados para 2011.

Em termos absolutos, verifica-se uma diminuição muito acentuada de 2004 para 2008 do impacte ambiental na eutrofização. A entrada em funcionamento dos sistemas de desnitrificação (que intervêm ao nível das emissões de NO_x), referidos acima, serão aqui a tessitura de fundo para explicar a evolução favorável da ecoeficiência de cada GWh gerado e distribuído ao nível da eutrofização.

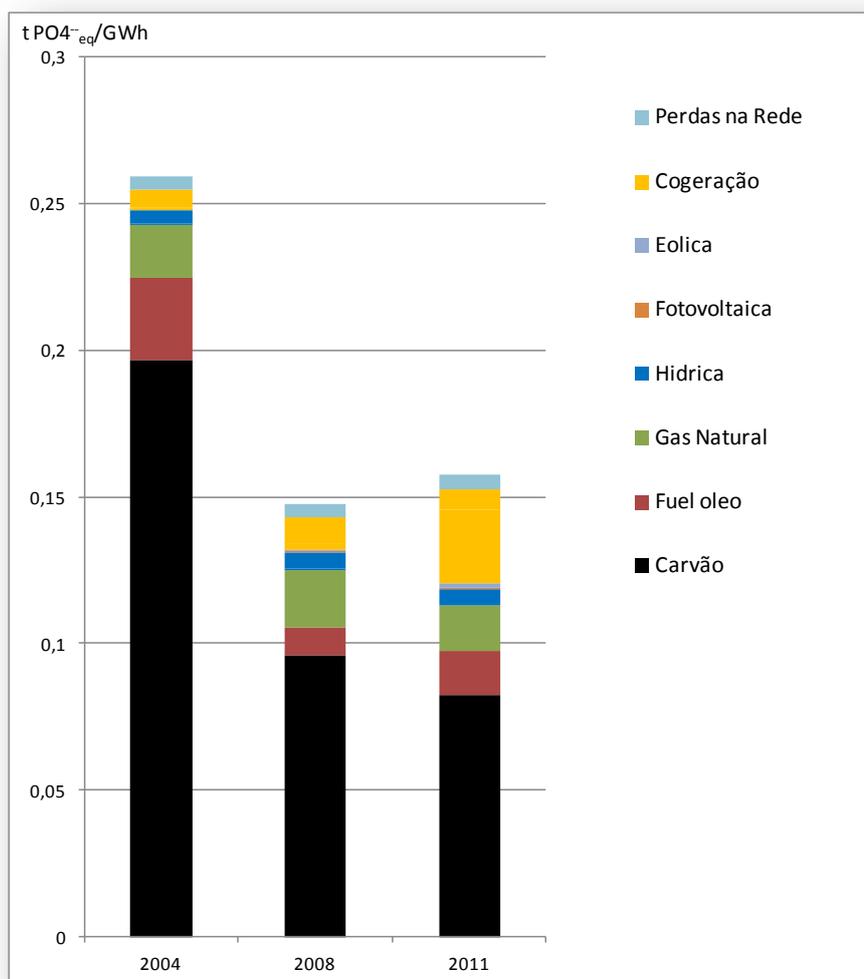


Figura 20 – Eutrofização.

4.2.2.3. Potencial de Aquecimento Global (GWP 100)

O impacte ambiental no potencial de aquecimento global tem o seu contributo mais expressivo nas fontes de produção de carvão e gás natural. Em termos absolutos verifica-se (Figura 21), nesta categoria de impacte, uma diminuição de cerca de 24% de 2004 para 2008 a que acresce uma nova diminuição de mais 12% no intervalo 2008 a 2011. Esta evolução é acompanhada por um decréscimo significativo do carvão no

contributo do mix energético português em cerca de 46% de 2004 a 2011 (descendo de uns expressivos 35% do Mix em 2004 para 19% em 2011). O gás natural tem uma variação positiva de 2004 para 2008, passando de 25% para 30%, reduzindo novamente para cerca de 21%.

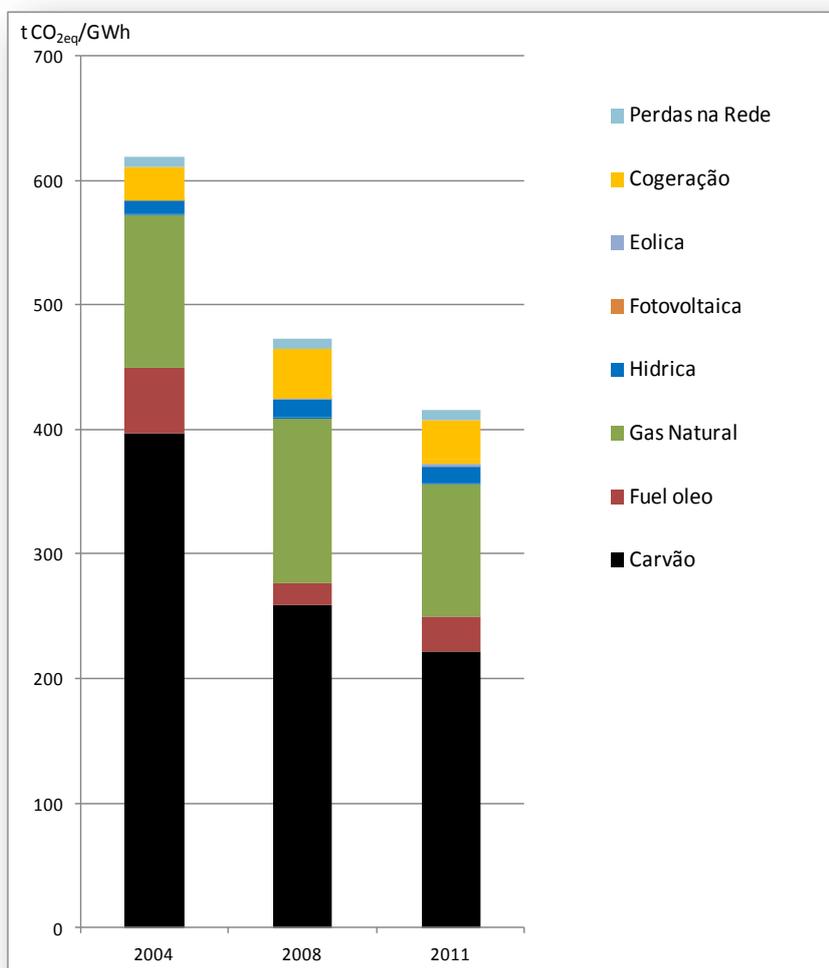


Figura 21 – Potencial de Aquecimento Global (GWP).

4.2.2.4. Depleção Abiótica

De certa forma correlacionada com a categoria anterior, o impacte ambiental na depleção abiótica (Figura 22) tem o seu contributo mais expressivo nas fontes de produção de carvão e gás natural. Em termos absolutos verifica-se uma diminuição de 2004 para 2008 do impacte ambiental na depleção abiótica, em cerca de 23%. Por fonte produtora, o carvão representa a diminuição mais significativa, decrescendo 35% de 2004 para 2008 e 14% de 2008 para 2011 em linha com a evolução do mix

energético nacional onde o carvão passa de 35% em 2004, para 25% em 2008 e 19% em 2011.

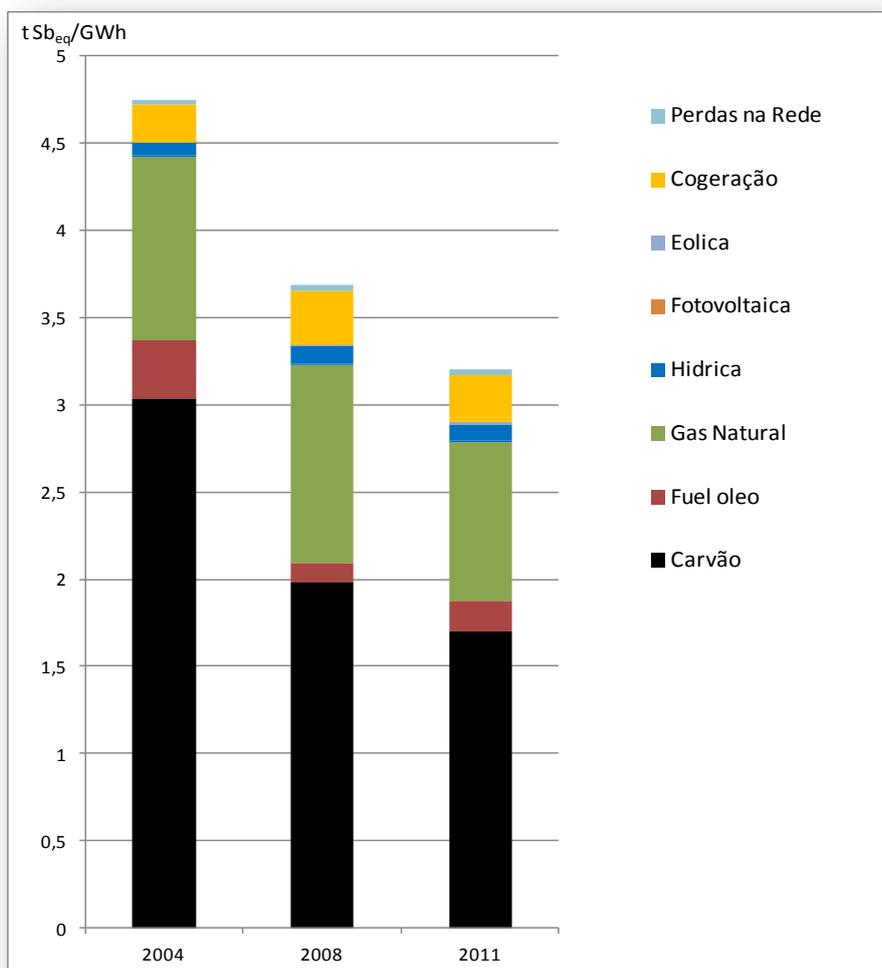


Figura 22 – Depleção Abiótica.

4.3. Discussão e Análise Comparativa

O presente capítulo apresenta uma discussão conjunta dos resultados para as categorias de impacto de energia primária, acidificação e potencial de aquecimento global. Neste contexto, são tecidas comparações, quando possível, e apresentadas as características individuais diferenciadoras de cada modelo. O ano de 2008 corresponde ao ano base de análise usado para essa comparação, devido à disponibilidade de dados da matriz I-O simétrica nacional disponibilizada em Dias e Domingos (2011).

O quadro 2 apresenta algumas das características dos modelos desenvolvidos com o presente estudo que, função das restrições genéricas e particulares condicionam a comparação dos resultados.

P-LCA	EIO-LCA
Modelo <i>bottom-up</i> Compreende os processos associados à geração de eletricidade incluindo as infraestruturas, a transmissão e distribuição da eletricidade gerada, por tipo de fonte.	Modelo <i>top-down</i> Compreende a análise intra e intersectorial a montante e a jusante dos setores electroprodutores.
Mix energético para Portugal Continental	Mix energético nacional
Fronteira delimitada	Fronteira toda economia
Problemas: <ul style="list-style-type: none"> • (P-LCA) Definição condicionada dos processos e fronteira do modelo • (P-LCA) Valores subestimados devido à truncagem – “<i>Cut-off</i>” 	Problemas: <ul style="list-style-type: none"> • (EIO-LCA) Foi necessário considerar a desagregação dos sistemas electroprodutores nas diferentes fontes, uma vez que esta não é facultada pelo INE; • (EIO-LCA) Pode haver desajustamento entre os setores da tabela I-O e os setores da análise processos
Modelo atribucional: sistema de produto inventariado e conhecido e, portanto estático	Modelo Estático
Problemas: <ul style="list-style-type: none"> • (P-LCA) Resultados podem ser enviesados em função do ano base, com implicações ao nível das alterações de tecnologia 	Problemas: <ul style="list-style-type: none"> • (EIO-LCA) Utilização dados das Contas Satélite para calcular Impactes descurando-se as questões de alteração de tecnologia (Últimos dados disponíveis para 2008)
Inputs: função dos processos e sistema de inventário	Inputs: dependentes da disponibilidade de dados desagregados
Alterações tecnológicas: implicam a atualização de processos e sistema de inventário	Alterações tecnológicas: implicam a comparação das tabelas I-O (quadro de entradas e saídas) ao longo do tempo
Considera fluxos físicos	Considera fluxos monetários
Fontes de Produção: Desagregação total das fontes de produção	Fontes de Produção: Agregação natural com prejuízo no detalhe, pe. da Energia não Renovável
Consumo Final <i>na tomada</i>	Consumo é uma variável exógena representada pelo vetor de procura final
Reutilização, reciclagem, e <i>remanufatura</i> : passíveis de serem incorporados enquanto processos	Reutilização, reciclagem e <i>remanufatura</i> : não apreendido na matriz I-O produto por produto
Deposição em aterro: passível de ser incorporada enquanto processo	Deposição em aterro: não apreendido no modelo Input-Output

Quadro 2 – Comparação específica EIO-LCA vs P-LCA.

Transversalmente, como resultado da natureza *top-down* da abordagem I-O, função de a mesma abarcar tendencialmente toda a economia, providenciando uma análise intra e intersectorial dos setores a montante e a jusante dos setores

electroprodutores, podemos inferir que a abordagem EIO-LCA consubstanciará sempre o limite superior para os resultados do modelo P-LCA .

Importa ainda ressaltar, fora do contexto de uma análise custo benefício, o erro de truncagem no modelo P-LCA causado pela omissão de recursos e emissões de poluentes a montante na cadeia de produção, implicando que os impactes ambientais sejam sistematicamente subestimados conforme comprovado por Lenzen e Dey (2000) e Hendrickson *et al.* (1998), estabelecendo os primeiros uma estimativa para a truncagem entre as duas abordagens na casa dos 50%. O presente trabalho encontra um diferencial em torno da mesma ordem de valores.

4.3.1. Energia Primária

A comparação entre os resultados dos modelos de EIO-LCA e P-LCA para a categoria de impacto de energia primária é efetuada com uma reserva relativa, condicionada pelas fronteiras de cada modelo de análise (Figura 23).

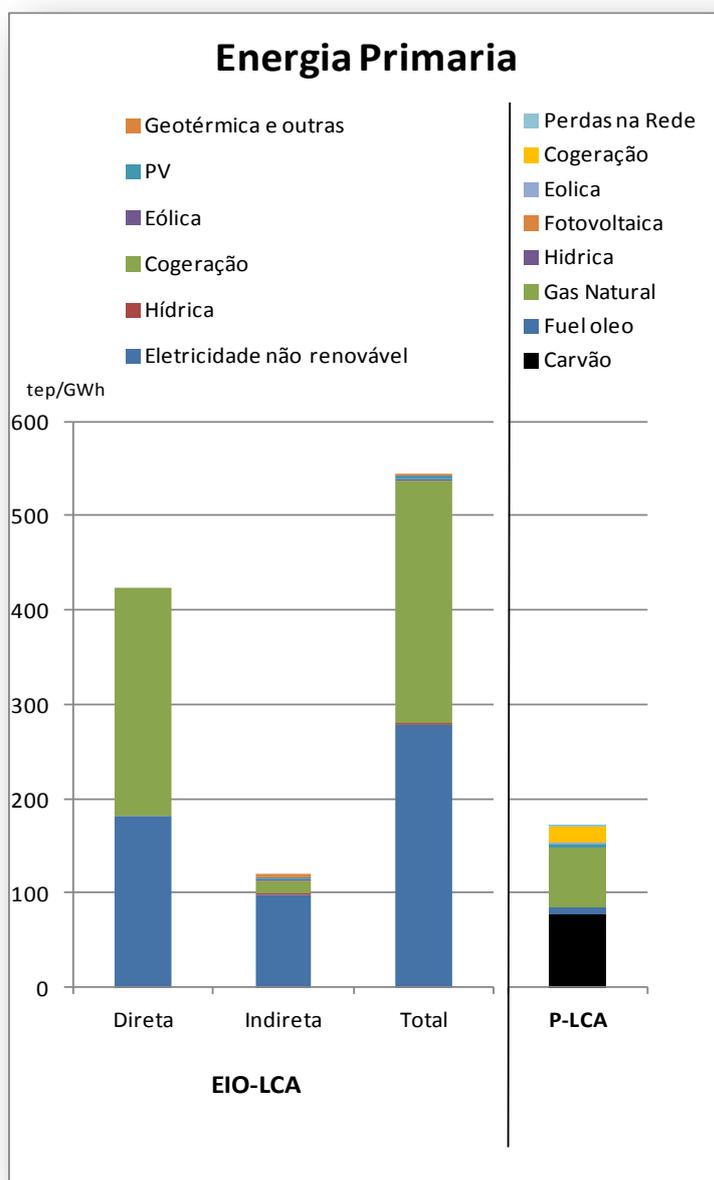


Figura 23 – Intensidade de Energia Primária: EIO-LCA e P-LCA para 2008.

Os requisitos de energia não renovável fóssil por GWh produzido, correspondentes aos efeitos diretos e indiretos no modelo EIO-LCA são de cerca de 544 tep/GWh. Convertidos os resultados para a categoria de impacto de energia não renovável na abordagem P-LCA obtemos um valor de aproximadamente 172 tep/GWh.

A estimação efetuada ultrapassa consideravelmente o limite comumente aceite para a truncagem entre os modelos. Três razões sobrevêm para este resultado: o facto de o modelo P-LCA ser desenvolvido para Portugal Continental por contrapartida ao EIO-LCA que abrange o todo nacional; o facto de o modelo EIO-LCA, pela sua natureza estática, não permitir incorporar as questões de alteração de tecnologia com agilidade; finalmente, porque o âmbito de aplicação do modelo EIO-LCA tem como fronteiras toda a economia, contemplando os impactes de todos os setores a montante do setor electroprodutor.

4.3.2. Acidificação

A deposição de compostos acidificantes tem o seu contributo mais expressivo nas fontes de produção de carvão e fuelóleo. O modelo EIO-LCA ao agregar as fontes não renováveis não permite com detalhe compreender todo o quadro evolutivo desta realidade. Os resultados na categoria de impacte de Acidificação são à semelhança da categoria anterior discrepantes (Figura 24).

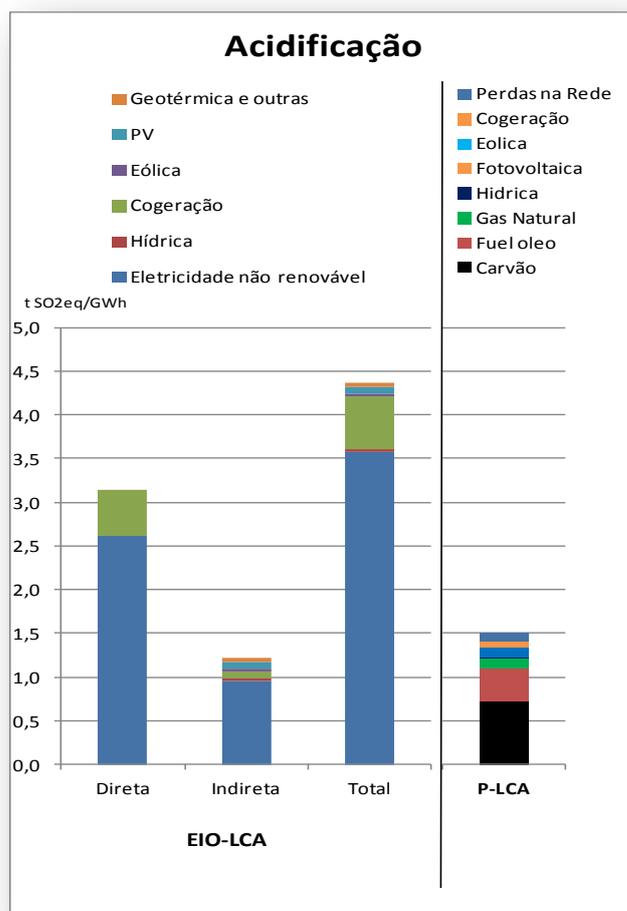


Figura 24 – Intensidade de Acidificação: EIO-LCA e P-LCA para 2008.

Considerando os efeitos diretos e indiretos, o modelo EIO-LCA aponta cerca de 4,37 t SO₂ eq/GWh ao passo que o P-LCA devolve um resultado de aproximadamente 1.5 t SO₂ eq/GWh. A entrada em funcionamento dos sistemas de dessulfurização e desnitrificação que intervêm ao nível das emissões de SO_x e NO_x, por não ser refletida no modelo EIO-LCA explicará grandemente o diferencial encontrado.

4.3.3. Potencial de Aquecimento Global

Como apontado anteriormente, os impactes resultantes da combustão de carvão e de gás natural representam o maior contributo para as emissões de GEE. Uma vez mais é determinante a limitação da abordagem EIO-LCA ao não permitir escrutinar de *per si* as implicações na variação do mix energético da produção de eletricidade. No que concerne a valores agregados e considerando os impactes por GWh produzido (Figura 25), o EIO-LCA devolve um valor de uma ordem de grandeza bastante superior, 1028 t CO₂eq/GWh face a 473 t CO₂eq/GWh para o P-LCA. A conjugação das limitações de ambos os modelos pode intentar explicar essa discrepância.

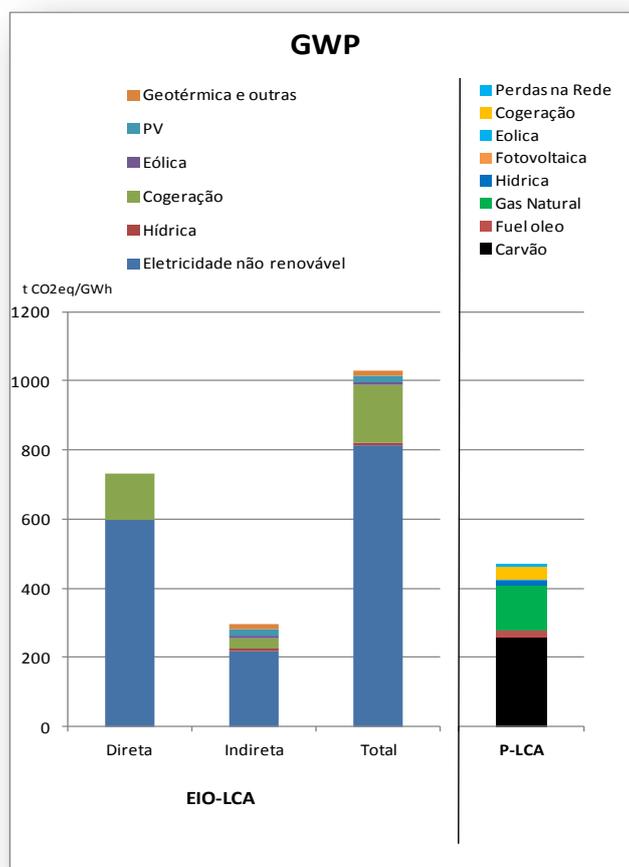


Figura 25 – Intensidade de Potencial de Aquecimento Global: EIO-LCA e P-LCA para 2008.

Assim, o desfasamento repercutido pela abordagem EIO-LCA em integrar as alterações de tecnologia, associado ao decréscimo significativo do carvão no contributo do mix energético português (cerca de 29% de 2004 para 2008) e o elevado peso relativo das emissões de CO₂ no potencial de aquecimento global, conjugado com a sua popularidade e relativa facilidade de mensuração face a outros poluentes, implicará, de forma relevante, que a limitação dos processos escolhidos para definir o sistema na abordagem P-LCA tenha um quadro de resultados aquém dos valores recolhidos pela análise EIO-LCA, uma vez que esta compreende todos os contributos, de todos os setores da economia, que interagem com o setor electroprodutor de forma direta ou indireta.

Finalmente, importa realçar que, mesmo a partir de uma visão agregada da economia, a abordagem EIO-LCA permite obter algum detalhe de informação que pode ser de grande importância aos decisores de política. Uma vez que a totalidade dos contributos intra e intersectoriais são contabilizados e, dado que desse modo podemos detalhar o contributo direto e indireto de cada setor de atividade para a intensidade de GWP, por fonte de produção de energia elétrica (Figura 26), essa informação permite-nos detalhar quais os setores de atividade que mais contribuem para a intensidade de GWP por tipo de fonte de produção de energia elétrica.

Veja-se, por exemplo, o contributo massivo da intensidade de GWP afeta à cogeração (biogás) referente aos setores de captação, tratamento e distribuição de água (onde estão incluídas as estações de tratamento de águas residuais) ou o próprio setor da cogeração.

Por outro lado, podemos inferir todo o potencial de medidas de política direcionadas a setores específicos, função do seu contributo para o potencial de aquecimento global. Para efeitos ilustrativos apresentamos uma análise para o GWP; contudo, esta poderá ser efetuada para qualquer das categorias de impacto aqui avaliadas. Em contrapartida, a análise P-LCA trabalha usualmente a partir de um mix genérico nacional, anual, indiferenciado para qualquer setor de atividade.

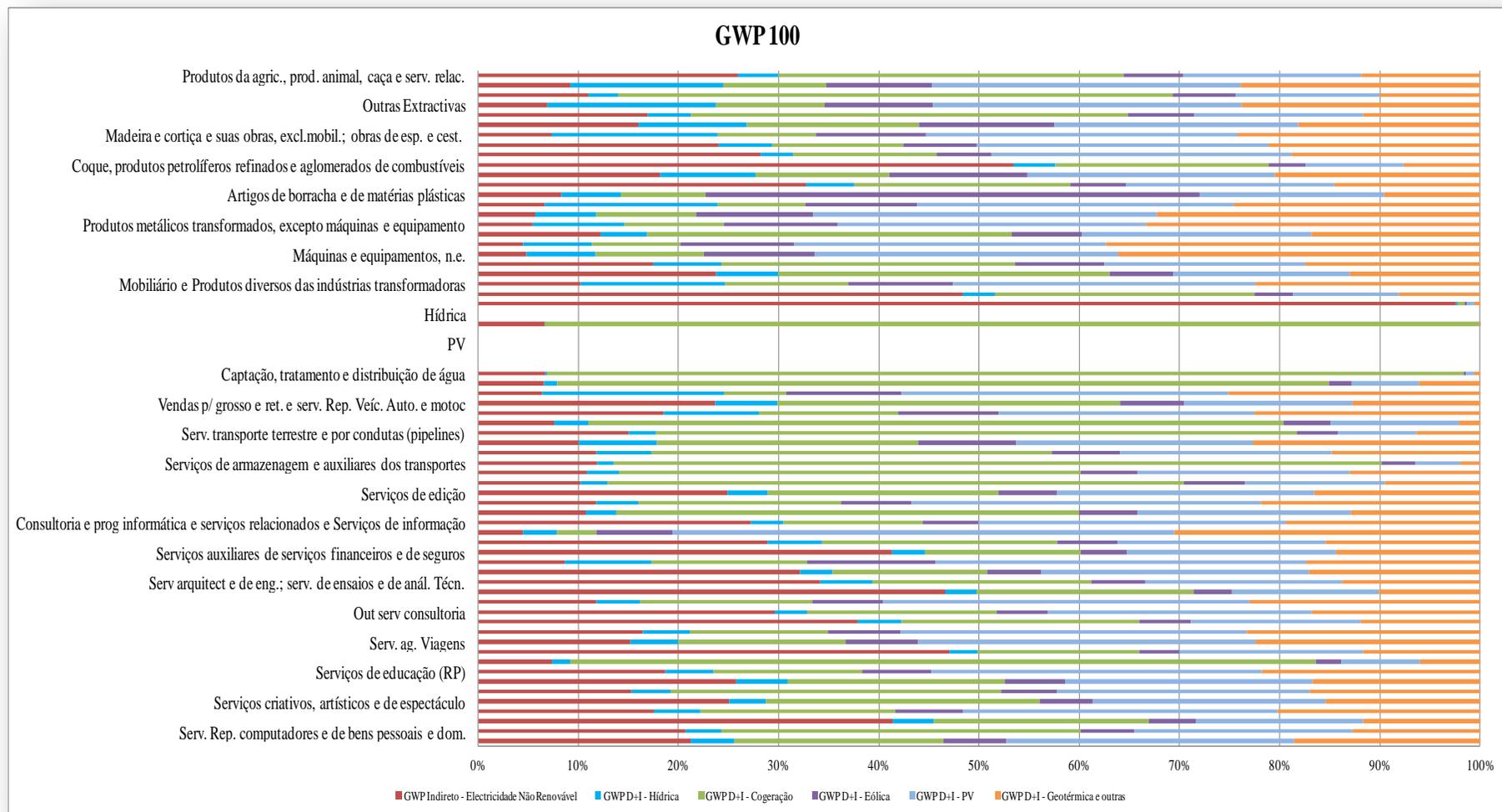


Figura 26 – Contributo por setor de atividade para a intensidade de GWP por fonte de produção de energia elétrica (2008).

5. CONCLUSÕES

A avaliação ambiental de ciclo de vida baseada em processos (P-LCA) conduz a resultados consideravelmente discrepantes dos obtidos com a abordagem EIO-LCA. Os resultados apresentados nesta dissertação mostram que os impactes ambientais da geração de eletricidade em Portugal calculados com base na abordagem P-LCA ficam aquém dos valores obtidos através da análise EIO-LCA. Esta situação já havia sido reportada e analisada por Lenzen e Dey (2000) e Hendrickson et al. (1998) para outros casos de estudo, tendo estes autores também concluído que, os impactes ambientais são subestimados quando obtidos através do método convencional de ACV baseado em processos.

A abordagem EIO-LCA assente na análise I-O possibilita realizar a cobertura de impactes de todos os setores de atividade direta e indiretamente envolvidos com os setores electroprodutores. Contudo, o EIO-LCA também apresenta diversas fontes de erro e de incerteza, nomeadamente as que resultam das hipóteses assumidas no modelo, destacando-se a consideração de coeficientes fixos e a determinação exógena da procura final.

Devido à natureza *top-down* da abordagem EIO-LCA, que permite abarcar tendencialmente toda a economia, podemos inferir que o EIO-LCA consubstanciará sempre um limite superior para os impactes ambientais calculados pela abordagem P-LCA.

As fontes de energia não renovável têm uma elevada expressão ao nível dos impactes ambientais para as categorias estudadas, facto que, associado à dificuldade do EIO-LCA em obter dados desagregados para essas fontes de produção, condiciona a compreensão dos mecanismos associados aos impactes ambientais respetivos. A abordagem de ACV baseada em processos (P-LCA) por seu turno revela-se bastante ágil quando se trata de estudar as contribuições por fonte geradora, permitindo um nível de detalhe muito elevado.

Uma pista de desenvolvimento de trabalho futuro reside na análise das discrepâncias encontradas com a utilização de ambas as abordagens, coligindo-as através da utilização da abordagem híbrida.

6. REFERÊNCIAS

- Al-Amin, Abul Quasem; Siwar, C.; Jaafar, A. (2009) Energy Use and Environmental Impact of New Alternative Fuel Mix in Electricity Generation in Malaysia. *The Open Renewable Energy Journal*, 2, 25-32.
- Alcántara, V.; Del Río, P.; Hernández, F. (2010). “Structural analysis of electricity consumption by productive sectors. The Spanish case”. *Energy* 35 (5), 2088-2098.
- Almeida, T.; Pinto, B. (2011) O Setor Elétrico em Portugal Continental – contributo para a discussão, Banco BPI, SA, Lisboa.
- Barata, E., *Solid waste management policy and modelling in Portugal*, Ph. D. Thesis, School of Politics International Relations and the Environment, Keele University, 2002.
- Borland, N.; Kaufman, H. P.; Wallace, D. *Integrating environmental impact assessment into product design: A collaborative modelling approach*, Proceedings of the DETC98, ASME Design Engineering Technical Conference, September 13–16, Atlanta, Georgia, 1998.
- Bras, B., (1997) Incorporating environmental issues in product design and realization, *UNEP Industry and Environment*, 20, 1/2, 7–13.
- Castro, E. A.; J.M. Martins, P.; Ramos, D. Abreu; C. Borrego, A. I.; Miranda, D.; Mendes, J. Marques, M. Lopes, *Avaliação do impacto sócio-económico de instrumentos legais para o controlo das emissões de gases com efeito de estufa*, Universidade de Aveiro, julho, 2002.
- Comissão Europeia (2010). — Making sustainable consumption and production a reality - A guide for business and policy makers to Life Cycle Thinking and Assessment. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Cruz, L. M. G., *A Portuguese energy-economy-environment input-output model: policy applications*, Ph. D. Thesis, School of Politics International Relations and the Environment, Keele University, 2002.
- Curran, M.A. Environmental life-cycle assessment. New York, NY: McGraw-Hill, 1996.
- Dias, A.; Domingos, E. (2011) Departamento de Prospetiva e Planeamento, Sistema integrado de matrizes Input-Output para Portugal – 2008.

DGEG, Balanço Energético Nacional. Acedido no segundo semestre de 2012 (<http://www.dgeg.pt/>).

ENE 2020, *Resolução do Conselho de Ministros n.º 29/2010*. Acedido em agosto 2012 (<http://www.energiasrenovaveis.com/images/upload/RCM292010-ENE2020.pdf>).

Fava, J.A. A Technical framework for life-cycle assessments. Washington, DC: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1991.

Frischknecht, R.; Jungbluth, N.; Althaus, H.-J.; Bauer, C.; Doka, G.; Dones, R.; Hirschler, R.; Hellweg, S.; Humbert, S.; Köllner, T.; Loerincik, Y.; Margni, M.; Nemecek, T. (2007) Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods.ecoinvent report No. 3, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.

Frischknecht, R.; Stucki, M. (2010), "Scope-dependent modelling of electricity supply in life cycle assessments", *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15, no. 8, 806-816.

Frischknecht, R.; Sybille, B.; Wolfram, K. (2009) Environmental assessment of future technologies: how to trim LCA to fit this goal? *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14:584–588.

Gloria, T. P., *An approach to dynamic environmental life-cycle assessment by evaluating structural economic sequences*, Ph. D. Thesis, Tufts University, 2000. (disponível em <http://www.life-cycle.org/Dissertation.htm>)

Graham, T.; West, J (2012) Environmental implications of electricity generation in an integrated long-term planning framework, *Energy Policy* 41: 316–332.

Guinée, J (2002). — Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards. Jeroen B. Guinée (ed.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holanda.

Hendrickson, C.; Horvath, A.; S. Joshi, L. Lave, (1998) Economic input-output models for environmental life-cycle assessment, *Policy Analysis*, 32, 7, 184A–191A.

Hendrickson, C.; L. Lave, H. Matthews, *Environmental life cycle assessment of goods and services. An input-output approach*, Washington DC, USA: Resources for the Future, 2006.

INE, *Contas satélite do Ambiente*. Acedido no segundo semestre de 2012 (http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=cn_quadros&boui=95393255).

IPCC, *Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Reference manual*, 1996a. (<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.htm>).

IPCC, *Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Reporting instructions*, 1996b. (<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs4.htm>).

ISO 14040 (2006). - Environmental management – life cycle assessment – principles and framework. EN ISO 14040:2006. International Organization for Standardization, Geneva, Suíça.

ISO 14044 (2006). — Environmental management – life cycle assessment – requirements and guidelines. EN ISO 14044:2006. International Organization for Standardization, Geneva, Suíça.

Lenzen, M. e Dey, C.J. (2000). “Uncertainty in IO-based LCI: Truncation error in embodied energy analyses”, *Energy*, 25: 577-585.

Leontief, W., *Environmental repercussions and the economic structure: An input-output approach*. In. W. Leontief (Ed.), *Input-Output Economics*, New York: Oxford University Press, 2nd ed. – 1986.

Leontief, W., *Input-output analysis*. In. W. Leontief (Ed.), *Input-Output Economics*, Chapter 2, 19 - 40, New York: Oxford University Press, 2nd ed. – 1986, 1985.

Leontief, W.; Duchin, F. *The future impact of automation on workers*, New York: Oxford University Press, 1986.

Lucas, A.; Silva, Carla Alexandra; Neto, Rui Costa (2012) "Life cycle analysis of energy supply infrastructure for conventional and electric vehicles", *Energy Policy*, 41, 537-547.

Malça, J; Freire, F (2006) —Renewability and life-cycle energy efficiency of bioethanol and bioETBE: assessing the implications of allocation. *Energy*, 31(15):3362-3380.

Marques, P.; Freire, F. (2012) Environmental Life Cycle Assessment of Convencional And Electric Passenger Cars For Portugal Energy, Environment and Sustainability 1st International Conference September 26th – 27th 2012.

Marriott, Joe, *An Electricity-focused Economic Input-output Model: Life-cycle Assessment and Policy Implications of Future Electricity Generation Scenarios*, Ph. D. Thesis, Carnegie Mellon University, 2007.

Miller, R.; Blair, P. *Input-output analysis: Foundations and extensions*, New Jersey: Prentice Hall, 1985.

Ministério da Economia e da Inovação, *Energia e alterações climáticas – Mais investimento, melhor ambiente*, 2007. Acedido em janeiro de 2012 (http://www.mineconomia.pt/document/Energia_Alteracoes.pdf).

Nhambiu, J.; Ferrão, P. (2006) The use of EIO-LCA in assessing national environmental policies under the Kyoto Protocol: the Portuguese Economy, *International Journal of Technology, Policy and Management*, vol. 6, no. 4, pp. 361-371.

O’Conner, R.; E. D. W. Henry, *Análise input-output e suas aplicações*, Biblioteca de Estudos Económicos, Edições 70, 1975.

Oliveira, Carla, *Modelos input-output multiobjectivo com coeficientes intervalares para o estudo das interações economia-energia-ambiente*, Ph. D. Thesis, Universidade Coimbra, 2008.

Oliveira, C.; Coelho, D.; Pereira da Silva, P.; Antunes, C.H. How many jobs can the RES-E sectors generate in the Portuguese context?, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Volume 21, Pages 444–455, 2013.

Pan, X.; Kraines, S. *Environmental input-output models for life-cycle analysis*, *Environmental and Resource Economics*, Vol. 20, nº 1, 61–72, 2001.

Proops, J.; Faber, M.; Wagenhals, G. *Reducing CO2 Emissions – A comparative input-output study for Germany and the UK*, Springer-Verlag, Germany, 1993.

Raugei, M.; Frankl, P. (2009) "Life cycle impacts and costs of photovoltaic systems: Current state of the art and future outlooks", *Energy*, 34, no. 3, 392-399.

Rebitzer, G; Ekvall, T; Frieschknecht, R; Hunkeler, D; Norris, G; Rydberg, T; Schmidt W-P, Suh S; Weidema BP, Pennington D (2003) —Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environmental International*, 30:721-739.

REN, Centro de Informação. Acedido no primeiro semestre de 2012 (<http://www.centrodeinformacao.ren.pt/PT/Paginas/CIHomePage.aspx>).

Santoyo-Castelazo, E.; Gujba, H. A. Azapagic (2011) "Life cycle assessment of electricity generation in Mexico", *Energy*, 36, no. 3, 1488-1499.

Silva, P.; Oliveira C.; Coelho, D. (2013) "Employment effects and renewable energy policies: applying input-output methodology to Portugal", *J. Public Policy*, Vol. 9, No. 3, pp.147–166.

Stone, R., *Input-output and National Accounts*, Paris: Organization for European Economic Cooperation, 1961.

Stone, R., *Mathematics in the social sciences, and other essays*, Cambridge Massachusetts: M.I.T. Press, 1966.

Suh, S., *Functions, commodities and environmental impacts in an ecological-economic model*, *Ecological Economics*, Vol. 48, n° 4, 451–467, 2004.

Victor, P., *Pollution: Economics and environment*, London: George Allen & Unwin, 1972.

Warner, E.S.; Heath, G.A. (2012) "Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Nuclear Electricity Generation: Systematic Review and Harmonization", *Journal of Industrial Ecology*, 16, no. SUPPL.1, S73-S92.

West, Jim; Turner, Graham M. (2012) Environmental implications of electricity generation in an integrated long-term planning framework. *Energy Policy*, (41), 316-332.

Wilting, H. C., (2004) Exploring technology scenarios with an input-output model, Proceedings of the International Conference on Input-Output and General Equilibrium: Data, Modelling and Policy Analysis, September 2 – 4, Brussels, Belgium.

Wursthorn, S.; Poganietz, W.; Schebek, L. (2011) Economic–environmental monitoring indicators for European countries: a disaggregated setor-based approach for monitoring ecoefficiency, *Ecological Economics*, (3), 487-496.

7. Anexo A – Fatores de Caracterização

Método CED

Energia Primária	
Substância	Fator de caracterização (MJ/kg)
Coal, brown, in ground	9,9
Coal, hard, unspecified, in ground	19,1
Gas, mine, off-gas, process, coal mining/m3	39,8
Gas, natural, in ground	38,3
Oil, crude, in ground	45,8

Método CML

Acidificação	
Substância	Fator de caracterização (g SO2 eq)
Sulfur dioxide	1,2
Nitrogen oxides	0,5
Ammonia	1,6

Eutrofização

Substância	Fator de caracterização (g PO4 eq)
Phosphate	1
Nitrate	1
COD, Chemical Oxygen Demand	0,022
Nitrogen oxides	0,13
Ammonia	0,35

Aquecimento Global

Substância	Fator de caracterização (g CO2 eq)
Carbon dioxide, fossil	1
Carbon monoxide, fossil	1,57
Dinitrogen monoxide	298
Methane, fossil	25
Sulfur hexafluoride	22200

Depleção Abiótica

Substância	Fator de caracterização (g Sb eq)
Oil, crude, in ground	0,0201
Gas, natural, in ground	0,0187
Coal, hard, unspecified, in ground	0,0134
Coal, brown, in ground	0,00671