**A proposta economicamente mais vantajosa do ponto de vista ambiental:
internalização de externalidades ambientais pelos critérios de adjudicação**

Autor(es): Almeida, Teresa

Publicado por: Faculdade de Direito da Universidade de Coimbra

URL persistente: URI:<http://hdl.handle.net/10316.2/39805>

DOI: DOI:https://doi.org/10.14195/0870-4260_57-1_4

Accessed : 26-Apr-2023 10:38:34

A navegação consulta e descarregamento dos títulos inseridos nas Bibliotecas Digitais UC Digitalis, UC Pombalina e UC Impactum, pressupõem a aceitação plena e sem reservas dos Termos e Condições de Uso destas Bibliotecas Digitais, disponíveis em <https://digitalis.uc.pt/pt-pt/termos>.

Conforme exposto nos referidos Termos e Condições de Uso, o descarregamento de títulos de acesso restrito requer uma licença válida de autorização devendo o utilizador aceder ao(s) documento(s) a partir de um endereço de IP da instituição detentora da supramencionada licença.

Ao utilizador é apenas permitido o descarregamento para uso pessoal, pelo que o emprego do(s) título(s) descarregado(s) para outro fim, designadamente comercial, carece de autorização do respetivo autor ou editor da obra.

Na medida em que todas as obras da UC Digitalis se encontram protegidas pelo Código do Direito de Autor e Direitos Conexos e demais legislação aplicável, toda a cópia, parcial ou total, deste documento, nos casos em que é legalmente admitida, deverá conter ou fazer-se acompanhar por este aviso.

UNIVERSIDADE DE COIMBRA
FACULDADE DE DIREITO

BOLETIM DE CIÊNCIAS ECONÓMICAS

HOMENAGEM AO PROF. DOUTOR ANTÓNIO JOSÉ AVELÃS NUNES

VOLUME LVII Tomo I

2 0 1 4

Organizadores:

LUÍS PEDRO CUNHA
JOSÉ MANUEL QUELHAS
TERESA ALMEIDA

COIMBRA

**A PROPOSTA ECONOMICAMENTE
MAIS VANTAJOSA DO PONTO
DE VISTA AMBIENTAL:
INTERNALIZAÇÃO
DE EXTERNALIDADES AMBIENTAIS
PELOS CRITÉRIOS DE ADJUDICAÇÃO ¹**

“Se considerarmos correcto o ponto de vista segundo o qual o *processo científico começa com a observação*, não se vêm argumentos capazes de defender que as teorias científicas podem ser inteiramente isentas de valores. Em primeiro lugar, os dados da realidade têm que ser *seleccionados*, o que implica um critério (produto do espírito humano) para definir o que é relevante e o que o não é; em segundo lugar, os dados seleccionados

¹ Com o Senhor Doutor António José Avelãs Nunes iniciámos o estudo de Economia Política. Com ele muito aprendemos e muito lhe devemos, científica e pessoalmente. A perspectiva da necessária integração de valores numa investigação livre que não receia questionar a realidade foi-nos transmitida enquanto aluna e, mais tarde, como sua assistente nas cadeiras de Economia Política e Economia. É com essa perspectiva que o procuramos homenagear no presente texto, na certeza que nunca poderemos retribuir tudo o que recebemos.

para observação têm que ser *tratados* ou *processados* de acordo com métodos empíricos e analíticos que são outro produto do espírito humano e que são escolhidos pelo investigador; em terceiro lugar, a *observação* dos factos não pode ser isenta de valores porque não há *observadores puros*: a observação passa sempre pelo *espírito do observador*...”

NUNES 2008, 483.

1. Enquadramento: os critérios de adjudicação nos artigos 67.º e 68.º da Directiva 2014/24/UE ²

Os mercados públicos são reconhecidamente um importante instrumento de realização dos objectivos de crescimento “inteligente, sustentável e inclusivo”³ da economia europeia definidos na estratégia “Europa 2020”.

Em 2010 a Comissão reconhecia já a necessidade de alterar o quadro regulatório comunitário em matéria de procedimentos de adjudicação nos mercados públicos europeus, comprometendo-se a, até 2012, apresentar propostas legislativas.

Esse processo de revisão legislativo incluiu dois grandes objectivos complementares: por um lado, aumentar a eficiência da despesa pública numa perspectiva qualidade-preço, o

² Directiva 2014/24/UE do Parlamento Europeu e do Conselho de 26 de Fevereiro de 2014, publicada no Jornal Europeu da União Europeia em 28/03/2014, relativa aos contratos públicos e que revoga a Directiva 2004/18/CE. Em 26 de Fevereiro do presente ano foram igualmente aprovadas as directivas 2014/25/EU (relativa aos sectores da água, energia, transportes e serviços postais) e a Directiva 2014/23/EU (relativa aos contratos de concessão).

³ COMISSÃO 2010.

que exige o aumento da concorrência nos mercados associado a alguma flexibilização de procedimentos; por outro lado, promover a utilização dos contratos públicos como instrumento de realização de outros objectivos comuns, nos quais destacamos a protecção do ambiente. Como a própria Comissão reconhece, este último objectivo “pode também contribuir para alcançar a primeira meta de uma maior eficiência da despesa pública a longo prazo, por exemplo, substituindo o critério do preço inicial mais baixo pelo critério do custo mais baixo ao longo do ciclo de vida”⁴.

Estando presente desde sempre a intenção de alteração das normas legais relativas aos critérios de adjudicação dos contratos, a verdade é que o articulado final desses artigos resultou de um processo de fortes negociações entre a Comissão Europeia e o Parlamento Europeu.

O presente texto centra-se nessas alterações (artigos 67.º e 68.º, relativos aos critérios de adjudicação e ao custo do ciclo de vida, respectivamente), a mais importante das quais se prende com os próprios critérios que podem ser utilizados. De facto, até agora as directivas previam duas possibilidades: o preço e/ou a chamada “proposta economicamente mais vantajosa” (o chamado critério MEAT — *most economically advantageous offer*); com a presente alteração há um único critério de adjudicação — a proposta economicamente mais vantajosa⁵.

⁴ COMISSÃO 2011, 5.

⁵ Note-se que esta foi uma das grandes “bandeiras” do Parlamento Europeu: alterar a proposta da Comissão, que previa a manutenção de dois critérios possíveis — o custo e a proposta economicamente mais vantajosa. É, no entanto, discutível a eficácia prática desta alteração. Como salienta Paula Faustino, “*it may be argued that, by erecting the MEAT to a sole overruling criterion, the European legislation is encouraging contracting authorities to procure in a more quality oriented way. However, in practice, contracting authori-*

Encontramos, todavia, uma alteração na densificação do conceito de MEAT. A definição do conceito passa agora por dois níveis: um nível de custo (ou preço) e um nível de apreciação da relação qualidade-preço, sendo o primeiro obrigatório e o segundo facultativo.

No segundo nível não existem, porém, diferenças significativas — corresponde sensivelmente ao que era até agora entendido como oferta economicamente mais vantajosa (com a incorporação no texto legal da jurisprudência do Tribunal de Justiça na matéria), apenas se alterando a designação para “relação qualidade-preço”.

De facto, a maior alteração está no que pode ser considerado custo, quer dizer, no primeiro nível, obrigatório. O legislador refere expressamente a possibilidade de integração do conceito do custo do ciclo de vida.

Todavia, não é ainda na admissibilidade da consideração do custo do ciclo de vida que encontramos a grande novidade da reforma de 2014 — a verdade é que, embora o custo do ciclo de vida não estivesse expressamente consagrado na letra das directivas de 2004, era já unânime a sua admissibilidade.

A grande alteração está, antes, naquilo que, sendo integrável no custo do ciclo de vida, é admitido como custo que as entidades adjudicantes podem considerar: as externalidades ambientais negativas, desde que a sua monetarização seja possível ⁶.

ties may nevertheless decide that the lowest price is the most suitable criterion for the award of a particular contract”. FAUSTINO 2014, 126.

⁶ Estamos aqui perante um conceito mais alargado do custo do ciclo de vida, que tradicionalmente abrangia apenas os custos com a operação, manutenção e eventual destruição dos produtos, sendo agora contabilizados igualmente os custos derivados das externalidades ambientais negativas geradas pelos produtos durante todo o seu ciclo de vida

Ora esta não é uma alteração de pormenor; ao contrário, ela supõe uma diferente perspectiva relativamente a dois pressupostos básicos da disciplina da regulação da contratação pública comunitária até à data: *i*) a ligação ao objecto do contrato e *ii*) a ideia que as vantagens (ainda que de natureza não económica, na sequência do acórdão *Concordia Bus* ⁷) seriam *para a entidade adjudicante*.

Relativamente à necessidade de ligação com o objecto do contrato, ela aparece bastante mais esbatida, resultado, reconheça-se, da observância da recente jurisprudência do Tribunal de Justiça no acórdão *Max Havelaar* ⁸. Para que esteja cumprido esse requisito, basta que os critérios de adjudicação estejam

“relacionados com as obras, produtos ou serviços a fornecer ao abrigo desse contrato, sob qualquer aspeto e em qualquer fase do seu ciclo de vida, incluindo fatores envolvidos: *a*) No processo específico de produção, fornecimento ou negociação das obras, produtos ou serviços; ou *b*) Num processo específico em relação a outra fase do seu ciclo de vida, mesmo que estes fatores não façam parte da sua substância material” ⁹.

Quanto às vantagens para a entidade adjudicante, é agora expressamente admitido que esta pode tomar em consideração

— daí que muitas vezes se fale no “*custo do ciclo de vida ambiental*” dos produtos.

⁷ Acórdão do Tribunal de Justiça de 17 de Setembro de 2002, no Caso C-513/99 *Concordia Bus Finland Oy Ab*.

⁸ Acórdão do Tribunal de Justiça de 10 de Maio de 2012, no Caso C-368/10 Comissão Europeia/Reino dos Países Baixos.

⁹ Artigo 67.º, número 3 da Directiva 2014/24/EU.

custos sociais¹⁰, que, por definição, não são seus nem por si suportados.

Com esta consagração legal, parece, então, que as entidades adjudicantes podem incluir no conceito de custo todos os custos ambientais (não internalizados já) dos produtos, quer eles advenham da utilização do bem/serviço, quer estejam neles incorporados por terem sido gerados durante o seu processo de produção.

É dado como exemplo de uma abordagem custo-eficácia a utilização de métodos que determinem os chamados “custos do ciclo de vida”. Mas isso não significa que outras abordagens de custo-eficácia não sejam possíveis; pelo contrário, ao referir um custo do ciclo de vida como um exemplo, o legislador vem precisamente reconhecer a legalidade da utilização de vários métodos para determinar a *proposta economicamente mais vantajosa do ponto de vista ambiental*, quer envolvam a monetarização de custos, total ou parcialmente, quer o não façam.

O presente texto centra-se precisamente naqueles casos em que a entidade adjudicante pretenda incluir custos ambientais — as chamadas externalidades ambientais negativas — nos custos, quer pelo chamado custo do ciclo de vida, quer por outro qualquer método.

De facto, se a intenção do legislador foi no sentido de

¹⁰ A expressão custos sociais é aqui utilizada por oposição aos chamados custos privados, não estando ligada às chamadas externalidades sociais da produção. Quanto a estas, a sua consideração no custo do ciclo de vida não é ainda admitida, embora pareça resultar das directivas que, utilizando um método diverso do custo do ciclo de vida para aferição da proposta economicamente mais vantajosa (e mantendo a abordagem custo-eficácia), a inclusão deste tipo de custos será já admissível, desde que, além de monetarizáveis, cumpram os demais requisitos gerais dos critérios de adjudicação. Neste sentido, FAUSTINO (2014, 128).

promover esta perspectiva, não podemos deixar de perspectivar algumas dificuldades acrescidas que ela invoca.

Não é fácil determinar de forma objectiva os critérios ambientais e respectivas ponderações que entrem na chamada relação preço-qualidade. Note-se, aliás, que nessa relação preço-qualidade também se “monetarizam” os atributos ambientais considerados, na medida em que as entidades adjudicantes definem quanto é que estão dispostas a pagar por mais uma unidade de qualidade ambiental. Mas, nesse caso, essa “atribuição de valor” é reconhecidamente subjectiva — quem a determina é a própria entidade adjudicante.

Nos casos da inclusão como custo (financeiro) de externalidades ambientais o objectivo é mais ambicioso: o que se procura é encontrar um valor monetário (que reflecta da forma mais rigorosa possível o valor real em causa) para essa externalidade, para esse custo social, valor esse que, ao ser acrescentado ao preço de mercado, internaliza a dita externalidade. A lógica que subjaz e esta ideia é a lógica económica da eficiência dos mercados — os mercados são eficientes, salvo nos casos de falhas dos mesmos, sendo necessária a intervenção pública para as suprir (sendo que aqui as falhas são as externalidades e a intervenção pública é a referida internalização).

Este conceito de monetarização de custos sociais ambientais encontra um fundamento na teoria económica, fugindo à ideia de total liberdade de escolha por parte da entidade adjudicante e, nessa medida, tornando mais fácil o próprio controlo da mesma. Todavia, não é menos certo que, ao introduzir na cadeia de elementos a considerar a monetarização dos custos ambientais, estamos a adicionar algumas dificuldades que haverá que superar, sendo, de resto, questionável a ideia de que, por esta via, se alcança maior objectividade.

Referindo embora o legislador que é necessária apenas uma abordagem custo-eficácia, a atribuição de valor aos “males ambientais” comunga com as análises custo-benefício muitos

dos seus problemas e indefinições que estão na base da maioria das críticas que se apontam a estudos deste tipo ¹¹.

O presente texto procura, então, chamar a atenção para esses elementos de maior complexidade que inexoravelmente caracterizam (todos) os métodos de monetarização de externalidades, de atribuição de valores monetários às diversas externalidades ambientais negativas dos bens.

Tendo o legislador optado por tornar obrigatória apenas a metodologia da cálculo dos custos do ciclo de vida prevista na “directiva veículos” ¹², assumiremos os estudos que lhe serviram de base para traçar o nosso percurso de construção de um valor monetário para essas externalidades. Veremos como esse processo envolve opções várias, a maioria das quais necessitando de conhecimentos que vão para além do decisor público ou mesmo do economista (ecologia, biologia, física, química, epidemiologia, entre outras). Cada uma dessas opções

¹¹ As críticas à análise custo-benefício podem, todavia, dividir-se em duas grandes categorias: *i)* as que criticam a própria ideia de compensação (potencial) que lhes subjaz, argumentando que há valores que não podem ser compensados, que a compensação apenas potencial é injusta ou que pura e simplesmente rejeitam a ideia de medição do valor numa base antropocêntrica de base subjectivo-marginalista, por um lado; *ii)* e as que, por outro lado, aceitando as vantagens práticas de uma avaliação entre custos e benefícios de um determinado projecto, reduzindo o máximo de variáveis possível a um denominador comum (a moeda), chamam no entanto a atenção para as dificuldades que este desiderato apresenta e para as debilidades formais que o tratamento de muitos aspectos apresenta ainda. Centraremos no presente texto a nossa atenção nesta segunda linha de argumentos, já que os primeiros levariam à pura e simples rejeição da ideia de aplicação de métodos de monetarização aos danos ambientais.

¹² Directiva 2009/33/EC do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Abril de 2009 relativa à promoção de veículos de transporte rodoviário não poluentes e energeticamente eficientes, publicada em 15/05/2009 (Anexo XIII da Directiva 2014/24/UE).

implica uma por vezes assinalável diferença nos resultados, o que significa, em última análise, que a forma como se define o método para alcançar esses custos adicionais será decisiva para o resultado dos mesmos e, por isso, para o resultado da fase de adjudicação — a escolha da proposta vencedora.

2. O “Custo do Ciclo de Vida”

A Comissão Europeia identificou, já em 2004, a necessidade de uma metodologia comum para a determinação dos custos do ciclo de vida. Em 2007, essa metodologia estava estabelecida para o sector da construção ¹³.

O “*Ciclo do Custo de Vida*” (doravante, CCV ¹⁴) é muitas vezes descrito como um meio de avaliação financeira de uma opção mais sustentável. O que se pretende é identificar os impactes ambientais que um produto tem sobre o ambiente, durante todo o processo de produção, uso e reciclagem (todo o seu ciclo de vida ou “*cradle to grave*”). Identificados os

¹³ DAVIS LANGDON MANAGEMENT CONSULTING 2007.

¹⁴ A expressão Custos do Ciclo de Vida é uma tradução do inglês “*life cycle costing*” (LCC) adoptada pela Comissão Europeia. Note-se, todavia, que encontramos na literatura expressões diversas como “*total cost of ownership*”, “*whole life costing*”, “*full cost accounting*” ou “*whole life value*” para traduzir a mesma ideia de integrar nos custos considerados no momento da compra todos os custos que integram a vida do produto, o que engloba custos presentes e futuros, directos e indirectos. Alguns autores distinguem esta metodologia que inclui as externalidades ambientais com a expressão “*environmental life cycle costing*” — o custo do ciclo de vida ambiental (ver, por exemplo, SWARR *et al.* 2011). Esta particularização revela-se importante para acentuar a diferença face a métodos “tradicionais” de cálculo do custo o ciclo de vida, já admitidos pelas directivas de 2004 e cuja utilização pelas entidades adjudicantes é já generalizada, que apenas incluíam os custos totais directamente suportados pela entidade adjudicante (ou por esta e pelo utilizador do bem/serviço, caso fossem entidades diversas).

impactes, identificam-se os potenciais custos ambientais, custos esses expressos em termos monetários. Estes custos monetários reflectem, no fundo, as externalidades negativas geradas por esse produto. Ao preço de mercado do produto deve ser acrescido esse adicional, esse “*adder*”, procurando, assim, internalizar as externalidades identificadas ¹⁵.

Todavia, o CCV identifica igualmente muitas poupanças financeiras, nomeadamente em termos de menores custos de manutenção e de reciclagem dos produtos, poupanças essas que não seriam consideradas sem uma perspectiva global em termos de custos dos bens/serviços ¹⁶.

O CCV é uma ferramenta que demonstra que a economicidade da decisão deve ser medida em relação aos custos de todo o ciclo de vida do produto, e não apenas em relação ao preço de compra. O que tem implícito que a ideia de alocação eficiente de recursos (nomeadamente fundos públicos) deve partir de uma consideração do valor total ao longo da vida dos bens, e não apenas da referência de valor que são os preços de mercado.

2.1. Quais os impactes a considerar?

Qualquer método de CCV, na medida em que identifica os custos ambientais associados ao ciclo de vida dos produtos,

¹⁵ Note-se que a intenção é determinar quais as soluções mais eficientes de entre um conjunto de possibilidades. Como é natural, nem sempre a solução mais eficiente de um ponto de vista do custo do ciclo de vida será a mais sustentável em matéria de atributos ambientais.

¹⁶ É interessante, todavia, verificar que, ao contrário dos países europeus onde existe ainda a ideia de que os produtos “verdes” são mais caros do que os demais, um estudo revela que nos EUA a maioria dos responsáveis pelas entidades adjudicantes afirma não existir uma grande diferença de preço entre produtos ambientalmente mais sustentáveis e outros com maiores impactes ambientais (PERERA, MORTON, PERFREMENT 2009, 4).

necessita de uma base de trabalho relativamente aos impactos gerados nesse ciclo de vida. Quer dizer, para saber quais os custos a considerar, é necessário identificar em primeiro lugar quais os principais impactos ambientais dos diversos produtos.

Ora essa é uma análise anterior a qualquer metodologia de CCV, mas cujos resultados influenciarão decisivamente esta última.

Uma possibilidade muito utilizada é a chamada *Análise do Ciclo de Vida* (ACV), uma metodologia que fornece uma estimativa dos impactos ambientais acumulados de um determinado bem durante o seu ciclo de vida.

Todavia, há várias formas de realizar uma ACV, sendo fundamental alguma harmonização de metodologias. A nível internacional, existem as normas ISO¹⁷. Saliente-se, no entanto, que a Comissão Europeia, reconhecendo que a aplicação destas normas poderia violar os princípios comunitários da igualdade de tratamento e não discriminação, sentiu necessidade de promover uma harmonização a nível comunitário, desenvolvendo o que hoje constitui o chamado ILCD (*International Reference Life Cycle Data System Handbook*), que é composto por uma série de documentos técnicos que servem de ferramenta de trabalho e, simultaneamente, guia de boas práticas para a condução de uma qualquer ACV¹⁸.

Nos termos da metodologia recomendada, realiza-se, em primeiro lugar, uma compilação das emissões geradas e dos recursos consumidos durante o referido ciclo de vida do produto. Essa análise dá origem ao chamado *Inventário do*

¹⁷ ISO 14040/44 versão de 2006 ou, para a construção, ISO 15686, parte 5.

¹⁸ Documentos esses que culminam com o relatório “*ILCD Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context*”, publicado pela Comissão Europeia em 2011 (COMISSÃO 2011 A).

Ciclo de Vida. Depois, é necessário estabelecer os efeitos de cada um desses elementos sobre as categorias de impactes consideradas ¹⁹ (é a chamada fase da “*Análise de Impacte do Ciclo de Vida*”), considerando três áreas de protecção — a saúde humana, o ambiente e questões relacionadas com a utilização eficiente de recursos (que, por sua vez, se subdividem em renováveis e não renováveis). O resultado de tal análise é uma “lista de indicadores” que resulta da aplicação de modelos de impacte a cada uma dessas emissões/consumos.

São esses indicadores que podem depois ser analisados, quer para avaliar do impacte global do produto, quer para comparar impactes gerados por diferentes processos produtivos (ou mesmo para comparar produtos).

Para o caso da utilização do CCV enquanto critério de adjudicação, são esses indicadores que terão que ser objecto de uma monetarização.

Não foi esse, todavia, o caminho escolhido pela Comissão Europeia para a definição da até agora única metodologia de CCV obrigatória nos termos das directivas ²⁰. De facto, a

¹⁹ A metodologia europeia refere onze categorias de impactes a considerar: alterações climáticas, efeitos na camada de ozono, eutrofização, acidificação, toxicidade para humanos, matérias inorgânicas respiráveis, radiação, ecotoxicidade, formação fotoquímica de ozono, uso dos solos e degradação dos recursos naturais. Realce-se, todavia, que estas categorias de impactes são diversas das recomendadas pela OCDE, que indica dez categorias dos principais indicadores ambientais (OECD 2008).

²⁰ A ACV é uma metodologia dita “*top down*”, quer dizer, não permite realçar especificidades decorrentes da localização das emissões ou da sua fonte — as emissões são todas somadas e os impactes são calculados sobre essa base. A Comissão acolheu uma perspectiva “*bottom up*” que opta por calcular os valores monetários associados a cada emissão específica (e que variam consoante a fonte de emissão, a sua localização, a densidade populacional da zona e os níveis de poluição pré-existentes) e somar posteriormente esses valores.

Comissão admite essa via apenas quando uma outra, mais rigorosa, não seja possível: realizar uma análise de impacte ambiental específica para cada tipo de produtos especificamente desenhada para permitir a monetarização posterior dos custos sociais associados ²¹.

Analisaremos, de forma muito sumária, os principais passos dessa metodologia, evidenciando os aspectos mais complexos e controversos da mesma.

A directiva 2009/33/EC tomou por base a monetarização dos custos sugerida pelos programas CAFE ²² que, por sua vez, seguiu a metodologia proposta pelo programa ExternE ²³

²¹ Esta é uma outra especificidade das recomendações metodológicas a nível europeu: a monetarização refere-se aos danos sofridos (às desutilidades criadas) e não aos impactes em si, quer dizer, *não se monetarizam as emissões* poluentes ou a utilização ineficiente de recursos, *mas antes os danos* nos receptores humanos e não humanos que essas actividades provocam.

²² A metodologia seguida no referido programa, que decorreu entre 2001 e 2005, pode ser consultada no Relatório “*Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE: Volume 1: Review of Methodology*”, disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/archives/cafe/pdf/cba_methodology_vol1.pdf>.

²³ Nomenclatura utilizada para o ambicioso programa da Comissão Europeia intitulado “External costs of Energy”, concretizado por uma série de projectos que, desde os meados dos anos 90 do século passado, têm procurado calcular com o máximo de precisão possível o valor monetário dos custos sociais (externalidades) associados às várias fontes alternativas de energia na Europa. O programa ExternE terminou em 2005, tendo, no entanto, lançado as bases para uma longa série de outros projectos, igualmente financiados pela Comissão Europeia, que vêm procurando desenvolver as ferramentas disponíveis para o cálculo das externalidades energéticas. Uma consulta à página web do programa ExternE <http://www.externe.info/externe_d7/> permite ao leitor identificar mais de 30 projectos que, com base na metodologia sugerida, procuram melhorar os modelos económicos de monetarização de custos das externalidades ambientais energéticas, o que dá uma noção da enorme dificul-

e adoptada para as recomendações metodológicas para análise de projectos de política de transporte a nível europeu resultantes do programa HEATCO²⁴.

Uma primeira decisão que tem que ser tomada é a do próprio *âmbito de abrangência* dessa análise do CCV. Se o que se pretende é um valor do custo do ciclo de vida do produto, em primeiro lugar é necessário identificar, nesse ciclo de vida, quais os processos geradores das externalidades mais significativas e que devem ser avaliadas. Se os produtos em causa forem, como no exemplo, veículos de transporte terrestre, há que identificar as principais fontes de poluição a considerar. Deve a consideração ser apenas feita relativamente aos custos das emissões atmosféricas ou devemos incluir externalidades de outro tipo, originadas ao longo da própria cadeia de produção dos veículos em si ou da sua utilização? E, mesmo no caso de consideração apenas das emissões atmosféricas, quais as que devem ser consideradas: as produzidas pelo bem (neste caso os veículos) ou também as incorporadas no mesmo (isto é, as produzidas durante o processo de produção do mesmo)? A Comissão optou, no caso da Directiva 2009, pela primeira opção, uma vez que os objectivos eram os de a redução do nível global de emissões e consumos energéticos por parte de veículos de transporte terrestre e, por outro lado, o apoio e desenvolvimento do mercado para veículos ambientalmente

dade da tarefa e da complexidade da questão. O último relatório foi publicado em 2005 e pode ser consultado em http://www.externe.info/externe_d7/sites/default/files/methup05a.pdf.

²⁴ O projecto HEATCO (*Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment*), financiado pela Comissão Europeia, deu origem a sete documentos técnicos dos quais salientamos dois: “Final Technical Report” e “Deliverable 5, Proposal for Harmonised Guidelines”, disponíveis em: <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/HEATCO_D7_final.pdf> e <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/HEATCO_D5.pdf>, respectivamente.

mais eficientes. Todavia, há que reconhecer que apenas se internaliza uma parte dos custos, os custos ambientais decorrentes da utilização dos veículos em causa, e já não os resultados da produção dos mesmos²⁵.

Esta é, de facto, uma primeira e muito relevante escolha — a decisão sobre quais os custos sociais a considerar. É que, se no caso dos veículos podemos considerar as emissões que os próprios emitem como principais custos sociais dos mesmos, já para outras categorias de produtos os principais impactos estão na fase de produção e não na sua utilização. Esta é, todavia, uma decisão que, cabendo à entidade adjudicante (que, nos termos legais, pode considerar todos ou parte dos custos gerados pelas externalidades²⁶), implica enormes conhecimentos técnicos. Por um lado, a entidade adjudicante é livre para definir quais os custos que quer considerar; esta liberdade tem, todavia, um custo acrescido, na medida em que

²⁵ Saliente-se que a produção automóvel, em especial a indústria do aço, tem associado um forte impacto ambiental, nomeadamente no que diz respeito às emissões atmosféricas. Este aspecto é salientado num dos mais recentes projectos financiados pela Comissão Europeia em matéria de monetarização de externalidades ambientais, o EXIOPOL (*A new environmental accounting framework using externality data and input-output tools for policy analysis*, <http://www.feem-project.net/exiopoli/>). O relatório “Top-down approach” (disponível em <http://www.feem-project.net/exiopoli/M54/EXIOPOL_Top_down_approach.pdf>) chama a atenção para o aumento das emissões atmosféricas provocado por uma política de substituição do parque automóvel europeu por veículos com menores emissões, resultado precisamente do aumento da produção de aço para a indústria automóvel.

²⁶ É essa a solução que resulta do facto de o legislador expressamente admitir outros métodos para além do custo do ciclo de vida — as entidades adjudicantes podem tomar em consideração como custos sociais apenas parte das externalidades totais de um produto. A questão estará, então, em determinar até que ponto essa parte tem que ser representativa e proporcional ao objectivo de sustentabilidade em causa.

essa definição não é fácil. Por outro lado, não podemos deixar de salientar que “os critérios de adjudicação não podem ter por efeito conferir à autoridade adjudicante uma liberdade de escolha ilimitada”²⁷, devendo ser assegurada a “concorrência efectiva”²⁸. Até que ponto a escolha dos custos considerados (especialmente caso essa escolha inclua impactes de menor importância, deixando os mais relevantes por considerar) pode violar os princípios gerais de direito comunitário, nomeadamente os da não discriminação e proporcionalidade e, sobretudo, esta obrigação de concorrência efectiva, é uma questão que, na falta de clareza da norma, terá que ser esclarecida em sede judicial.

De qualquer modo, não podemos deixar de salientar a posição muito crítica que a própria Comissão tem assumido relativamente ao chamado “*burden shifting*” e que é uma das questões que está na base da ideia da consideração do ciclo de vida — a avaliação ambiental deve ser o mais completa possível, de modo a evitar decisões que, reduzindo determinados impactes negativos, promovam soluções que levem a um impacte global ainda maior (o que acontecerá se, por exemplo, a entidade adjudicante assumir como externalidades a considerar as menos relevantes de um ponto de vista global)²⁹.

²⁷ Artigo 67.º, número 4 da Directiva 2014/24/UE.

²⁸ *Idem*.

²⁹ Esta preocupação é ainda evidente no esforço que a Comissão vem realizando desde 2010 no sentido do desenvolvimento de uma metodologia europeia para a chamada Pegada Ecológica dos Produtos, reconhecendo que, em certas categorias de produtos, os gases com efeito estufa não representavam os impactes ambientais mais relevantes. Salienta-se o Anexo à Recomendação da Comissão de 9 de Abril de 2013 sobre o uso de métodos comuns para medição e comunicação do desempenho ambiental ao longo do ciclo de vida de produtos e organizações, Anexo II, Guia Sobre a Pegada Ambiental dos Produtos, publicada no Jornal Oficial da

2.2. Qual a relação entre quantidade de emissões e danos provocados?

Definido o âmbito de abrangência a considerar, é necessário depois identificar os impactes principais e estimar os indicadores³⁰ para cada um.

Todavia, para podermos ter um dano ou impacte monetizável é necessário percorrer um caminho ainda longo — aquele que as substâncias poluentes fazem desde as suas fontes até aos receptores (humanos, plantas, materiais, ecossistemas) onde causam danos. A análise deste percurso é feita pela chamada *impact pathway approach*, que parte das emissões para calcular os impactes nas diversas categorias (*bottom up*), impactes esses que serão posteriormente monetizados.

A ExternE³¹ procura, contudo, combinar as duas técnicas: ACV e *impact pathway*. O que significa fazer uma análise para cada fonte emissora de forma a poder calcular os danos de forma individualizada.

União Europeia em 4 de Maio de 2013. É, aliás, esta questão que fundamenta a opção pela perspectiva de avaliação do ciclo de vida dos produtos por parte da Comissão Europeia. A propósito dos programas de apoio à investigação da Comissão, é salientado que “*In order to avoid a potential shift of burdens (among different regions, different timeframes, different impact categories, etc.), Life Cycle Thinking has been recognised by the European Commission as the most suitable methodological framework for most product-related Sustainability discussions*” (COMISSÃO 2012, 55).

³⁰ A metodologia ExternE opta pela utilização do termo “indicador” para expressar quantitativamente os efeitos externos. Por exemplo, se o efeito é o aumento do risco de doença crónica, o indicador utilizado será o aumento do número de casos de bronquite crónica por 100.000 habitantes.

³¹ A que já nos referimos *supra*. Cfr. nota 23.

Identificadas as emissões, a primeira tarefa deste método é o estudo da forma como os poluentes se dispersam ³² e, consequentemente, das doses de exposição a que cada categoria de receptor está sujeita.

O que está em causa nesta fase é determinar, com o maior grau de certeza possível, a relação entre a emissão de uma determinada quantidade de poluente na atmosfera e a dose desse mesmo poluente (e de poluentes secundários a que aquele tenha dado origem) a que cada receptor de impactes está sujeita.

O que representa, no mínimo, uma tarefa de uma amplitude científica enorme e de muito poucas certezas, com o nível de conhecimentos actuais ³³.

³² A dispersão é diversa conforme os poluentes. Se nalguns casos, como no dos gases com efeito estufa, a sua dispersão não apresenta grandes dificuldades, estando a complexidade no cálculo dos impactes ou danos, noutros casos, como os das emissões de NO_x e SO₂, são necessários modelos que calculem os efeitos da sua dispersão e propagação a nível local e a nível regional, uma vez que os impactes vão depender da quantidade de poluente a que cada classe (indivíduos, materiais, colheitas) está exposta. Para além disso, esses modelos de dispersão têm de incluir igualmente as reacções químicas que transformam os chamados poluentes primários naquela outra classe de poluentes secundários. Mais uma vez a metodologia se apoia em modelos existentes e que tentam estimar estes comportamentos químicos. Por outro lado, a dispersão dos poluentes não é apenas atmosférica — existem igualmente cadeias de transmissão através da água e dos solos e estas têm de ser igualmente avaliadas e modeladas.

³³ O próprio relatório admite a extrema complexidade de alguns modelos, assumindo mesmo a falta de elementos para calcular com precisão a dose de poluente(s) associada à ingestão de certos alimentos, como o marisco. É, então, admitido que, como regra, se admite que a dose provinda da ingestão é o dobro daquela que resulta da inalação.

Identificada a dose de poluente a que cada receptor está sujeito, resta ainda estabelecer uma relação entre cada dose de poluente e os seus efeitos (negativos) nos receptores.

Esta relação é estabelecida por uma função — a chamada função dose-efeito³⁴. Esta função relaciona a quantidade de um determinado poluente que afecta um receptor (humano ou outro) com o impacte neste, medido em termos físicos (por exemplo, o aumento do número de internamentos hospitalares ou o aumento dos casos de bronquite aguda)³⁵.

Esta é uma fase muito importante, pois o dano só pode ser estimado se esta função for conhecida. O estudo EnergyE foi colher elementos na mais completa base de dados na matéria — a bases IRIS (*Industrial Sector Integrated Solutions Model*) da Agência de Protecção Ambiental dos EUA (EPA). Todavia, esta função estava determinada apenas para alguns casos de poluentes e efeitos, havendo ainda muito trabalho a ser desenvolvido (as funções mais conhecidas são as que se prendem com impactes cancerígenos)³⁶.

³⁴ Em inglês “*dose-response function*”. Preferimos, contudo, a tradução por “dose-efeito” já que o que se quer medir é um efeito negativo, uma danosidade (e não uma resposta, como a tradução como “dose-resposta” parece induzir).

³⁵ Em termos mais precisos, esta função devia relacionar-se com a dose absorvida pelo receptor, mas normalmente ela é estabelecida com base no grau de concentração do poluente no meio em causa (ar, água ou solo).

³⁶ Estas funções podem ter comportamentos muito diversos — podem aumentar com o aumento da dose de uma forma linear ou não linear, mas também estão documentados casos excepcionais em que os impactes inicialmente diminuem para depois aumentarem exponencialmente até um certo nível, que é o chamado nível de saturação. O problema na determinação desta função é que são necessárias relativamente altas doses para que os resultados não sejam zero. A extrapolação dos danos dessas doses altas para doses baixas (que é o que ocorre normalmente) é particularmente delicada.

Em termos de custos, os impactes sobre a saúde pública representam a maioria dos danos calculados pela ExternE. Vários estudos apontam no sentido de o aumento de poluição atmosférica aumentar os casos de doenças (morbidade) e diminuir a esperança de vida (mortalidade). São esses os principais danos a avaliar monetariamente, mas a metodologia avalia igualmente os danos para a saúde resultantes do ruído.

No entanto, qualquer avaliação de impacte ambiental tem que considerar igualmente os demais impactes, nomeadamente em receptores não humanos — são considerados os impactes na colheitas agrícolas e nas construções existentes.

Será, então, necessário elaborar uma análise semelhante à feita para os danos na saúde pública, agora relativamente a estes impactes (avaliação de poluentes, dispersão e construção de função dose-efeito para cada um deles), por forma a podermos conhecer de que modo uma unidade de poluente emitida numa determinada região vai provocar danos em colheitas agrícolas e construções existentes (em princípio nessa região, embora, no caso das colheitas agrícolas, os danos se possam fazer sentir a muitos quilómetros de distância da fonte poluidora).

Note-se, no entanto, que relativamente ao aquecimento global e aos danos sobre ecossistemas e biodiversidade (ambos muito importantes quando falamos de impactes negativos de emissões atmosféricas), e por falta de estudos concretos e informação disponível, é reconhecido que não é possível utilizar a metodologia de *impact pathway*. Não sendo possível definir com rigor esse “percurso” desde a fonte da poluição até aos danos causados por unidade de emissão, a abordagem terá que ser outra. O estudo ExternE utiliza neste caso a chamada *top-down approach*, isto é, começa-se por calcular o dano total de um cenário pré-fixado e depois distribui-se esse dano pelas emissões de

gases com efeito estufa³⁷ ou, para o caso dos ecossistemas, pelas emissões poluentes.

2.3. Qual o valor monetário?

Se o primeiro passo (a determinação dos danos) é uma tarefa hercúlea (com a convocação necessária de diferentes fontes de saber), este segundo (a sua monetarização) representa um desafio para os economistas.

De facto, a verdade é que muito poucos destes danos são em bens com preço de mercado — um dos poucos exemplos são mesmo as colheitas agrícolas³⁸. A larga maioria dos danos afectam bens que, não tendo mercado, não têm um preço.

Esta segunda tarefa, a de “monetarização” do valor dos bens, é, neste sentido, um trabalho de verdadeira construção — a *construção*, através de vários modelos e metodologias de análise, *de um valor monetário* que transmita o chamado *valor económico total do bem*.

³⁷ Saliente-se que o aquecimento global é uma matéria muito sensível, que apresenta dificuldades acrescidas relativamente aos demais efeitos negativos das emissões poluentes, sendo reconhecida ainda hoje falta de informação e conhecimentos disponíveis para compreender o fenómeno na sua totalidade.

Se a identificação dos danos resultantes do aquecimento global é uma tarefa reconhecidamente complexa, mais ainda o é a monetarização dos mesmos, como teremos oportunidade de referir seguidamente. Nas palavras de PEARCE, “*everyone is familiar with the scientific uncertainties in warming studies. To those uncertainties we must add economic valuation uncertainties*” (Pearce 2001, 9).

³⁸ Note-se, no entanto, e como teremos oportunidade de realçar, não é por isso que algumas das questões mais problemáticas se deixam de colocar relativamente a este tipo de bens, como é, por exemplo, o caso do desconto temporal ou da incerteza.

Em termos rigorosos, porém, não podemos afirmar que se procura encontrar o valor do bem ambiental: se, para a teoria económica actual, o valor é um valor subjectivo (porque referido a uma categoria também ela subjectiva, a da utilidade marginal), o que estes modelos procuram determinar é o *valor monetário das alterações na utilidade dos indivíduos consumidores destes bens ambientais* ³⁹.

O conceito utilizado, e que vem emprestado para a análise de bens sem mercado da curva da procura compensada, é a chamada disponibilidade a pagar e disponibilidade para aceitar ⁴⁰.

³⁹ Esta é uma perspectiva claramente antropocêntrica — o valor de qualquer bem é o seu valor para os indivíduos, para os humanos, quer seja um valor de uso, quer seja um valor de não-uso, o chamado *valor existência* (este valor de não-uso tenta responder às críticas, sobretudo de autores da chamada ecologia do ambiente, que salientam o facto de o valor da natureza não poder ser medido apenas em relação ao Homem, tendo esta um valor intrínseco). Em sentido contrário, não podemos ignorar a chamada de atenção que muitos autores fazem para a incomensurabilidade dos valores da natureza. Neste sentido ver NUNES 2002 e 2003, 91 e ss.

⁴⁰ Que se relacionam, no caso de bens ambientais sem preço e, portanto, para alterações nas quantidades (e não para alterações de preço), com os conceitos de aumento compensatório e aumento equivalente, respectivamente. *Aumento compensatório* reflecte o montante monetário que, se perdido pelo indivíduo aquando do aumento da provisão do bem, o colocaria no mesmo nível de utilidade — na mesma curva de indiferença. *Aumento equivalente* é, por sua vez, o montante monetário que, se dado ao indivíduo sem o aumento da provisão do bem, o deixaria ao nível de utilidade correspondente ao que teria com o aumento da quantidade do bem. Note-se que a escolha entre disponibilidade a pagar e disponibilidade para aceitar é uma questão muito controversa, não existindo ainda um consenso. Para uma análise clara e concisa dos conceitos em questão, bem como da problemática que subjaz e justifica esta dificuldade na escolha ver PEARCE *et al.* 2006, 156 e ss.

Os valores monetários que servirão de “*adder*” reflectem, então, quanto é que os indivíduos estão (ou estariam) dispostos a pagar para evitar os danos considerados ou quanto é que teriam que receber para aceitar esses danos.

A literatura sobre os métodos de determinação desse valor monetário é hoje muito extensa. Não pretendendo o presente texto uma análise de cada um dos métodos utilizados, realçaremos os mais relevantes ⁴¹.

Em geral podemos dividir esses métodos entre métodos directos e indirectos. Os métodos indirectos procuram, a partir do comportamento dos consumidores relativamente a bens de mercado, eliciar as suas preferências relativamente a bens fora dos mercados mas que têm com aqueles uma relação de alguma complementaridade ⁴². Partem, por isso, do pressuposto que há uma relação entre as quantidades procuradas nos mercados dos outros bens e a quantidade do bem ambiental com eles relacionado.

Já os métodos ditos directos pretendem saber dos indivíduos o valor dos bens, utilizando a técnica mais directa — perguntando-lhes ⁴³. É muitas vezes referido que só estes métodos fornecem uma ideia do valor total dos bens, na

⁴¹ Para uma análise dos vários tipos de métodos de avaliação monetária de bens ambientais ver, por exemplo, ALMEIDA 2012 ou PEARCE *et al.* 2006.

⁴² São exemplo de métodos indirectos o método dos custos de viagem e o método dos preços hedónicos.

⁴³ O método directo mais conhecido é a chamada avaliação contingente, mas existem outros, como é o caso das chamadas técnicas de *choice modelling*, em que é perguntado aos indivíduos não apenas a sua valoração de um bem (ou melhor, da alteração das quantidades disponíveis desse bem), mas dos vários atributos (e dos níveis desses atributos) de um bem, com o intuito de conseguir uma medição de alterações multidimensionais. Para uma análise, ver, entre outros, ALMEIDA 2012, PEARCE *et al.* 2006.

medida em que, para além do valor de uso, também determinável por métodos indirectos, eles incluem o chamado “valor de existência” dos bens. Daí que, sempre que possível, se recorra a valores resultados de análises com base neste tipo de método.

No caso dos custos analisados pela ExternE, os danos mais fáceis de “monetarizar” desta forma são os efeitos sobre a saúde humana. No entanto, o facto de existirem já muitos estudos na matéria — a valorização da mortalidade e morbilidade — não quer dizer que este seja um tema pacífico. Pelo contrário, e porque, atentos os resultados da maioria dos estudos sobre custos sociais ambientais da poluição, a larga maioria provém desta categoria de impactes, a verdade é que o seu tratamento influencia de forma decisiva os resultados totais em termos monetários. Ora a verdade é que, precisamente devida à enorme quantidade de estudos, podemos encontrar exemplos de resultados “para todos os gostos”, com valores muitíssimo diversos e partindo de pressupostos também eles diversos ⁴⁴.

O custo da mortalidade é normalmente definido como o valor de prevenir uma morte, muitas vezes apelidado “*valor de uma vida estatística*” (VSL), que mais não é do que a disponibilidade a pagar para evitar uma morte prematura ⁴⁵. Mesmo assumindo que o valor da vida é infinito, a disponi-

⁴⁴ Para uma análise crítica aos vários modos de tratamento desta parcela fundamental do que vem a ser definido como custo social total e às possíveis repercussões dessa diversidade, ver, por exemplo, PEARCE 2000 ou PEARCE 2001.

⁴⁵ Este valor obtém-se pela divisão da disponibilidade a pagar por uma determinada redução do risco (de morte) por esse valor de diminuição de risco. Para uma análise aprofundada ver, entre outros, PEARCE *et al.* 2006 ou KRUPNICK 2004.

bilidade para pagar (e a capacidade para o fazer) são, todavia, finitas.

Relativamente ao valor da VSL os números são muito diversos, podendo variar entre o 1 milhão de euros e os 5 milhões ⁴⁶.

Todavia, o VSL é apropriado para mortes acidentais e não para aumento de mortalidade derivada da poluição. A verdade é que não podemos identificar como causa de morte a exposição à poluição. Ela não é uma causa primária, apenas contribui para aumentar a probabilidade dessas mortes. O número de mortes não é, pois, um indicador relevante para a mortalidade neste caso, devendo ser utilizada a redução na esperança média de vida.

Mas a utilização desse indicador implica que temos de ter uma medida diversa do VSL — temos que determinar o “*valor de um ano de vida*” (VOLY — *value of a life year*).

A este respeito o relatório ExternE de 2005 apresenta claros avanços relativamente aos anteriores ⁴⁷. Com efeito, os valores de VOLY utilizados são agora resultado da elaboração de estudos específicos na matéria, que utilizam o questionário desenvolvido por KRUPNICK ⁴⁸ em inquéritos realizados em França ⁴⁹, Itália e Reino Unido. A metodologia ExternE

⁴⁶ O estudo ExternE utilizava os 3 milhões de euros como referência mas, após um estudo de avaliação contingente, reduziu esse valor para 1 milhão.

⁴⁷ Avanços desse resultado do projecto NewExt, uma continuação do ExternE e que originou uma parte substancial das alterações introduzidas em 2005. (NEWEXT 2004, disponível em http://www.ier.uni-stuttgart.de/forschung/projektwebsites/newext/newext_final.pdf)

⁴⁸ KRUPNICK *et al.* 2002.

⁴⁹ No estudo feito em França por Brigitte DESAIGUES e outros, além do questionário original, foram mesmo introduzidas questões novas, com a preocupação de averiguar sobre a valoração de um ganho na espe-

aponta para valores de 50.000 euros, mas este é um valor que está ainda longe de ser consensual⁵⁰.

Todavia, a verdade é que não existe ainda conhecimento disponível para avaliar desta forma todos os tipos de impactes ambientais considerados. Reconhecendo essa insuficiência, o relatório ExternE admite que, para o caso do aquecimento global e dos danos sobre os ecossistemas e biodiversidade, é necessário lançar mão de outras técnicas que possam fornecer um referente de valor para esses danos.

Assim, relativamente ao aquecimento global, é utilizado o modelo FUND na sua versão mais actualizada à data (2.4). Este modelo consiste numa série de cenários exógenos⁵¹ e perturbações endógenas⁵², para oito regiões mundiais pré-definidas, que se desenvolve de 1950 a 2300. Inicia-se no passado para dar modulação aos impactes futuros, tendo como objectivo fornecer estimativas de custos marginais das alterações climáticas provocadas pelas emissões de CO₂.

Todavia, os resultados fornecidos pelo modelo FUND são muito amplos, algo incertos e, mais importante, provavelmente subavaliados.

Daí que os autores do estudo proponham a valorização

rança de vida (as questões originais debruçavam-se sobre o valor da perda de esperança de vida) (DESAIGUES *et al.* 2007).

⁵⁰ Num estudo mais recente, Brigitte DESSAIGUES e outros indicam como valor de referência para nove países europeus os 40.000 euros (DESAIGUES *et al.* 2011).

⁵¹ Taxa de aumento da população e de crescimento económico, melhorias na eficiência energética, redução do impacto do carbono, redução de emissões de dióxido de carbono, metano e de óxido nitroso.

⁵² Emissões de dióxido de carbono, metano e óxido nitroso e sua concentração atmosférica, a temperatura média mundial e o impacto das alterações climáticas em zonas costeiras, agricultura e florestas, consumos energéticos, recursos hídricos, ecossistemas naturais e saúde humana.

dos danos provocados pelas alterações climáticas por outras vias adicionais.

A primeira passa pela análise das ponderações que os decisores políticos fizeram nas negociações para compromisso de redução de emissões de CO₂ ⁵³. A lógica é que os custos estimados pelos decisores políticos nos podem dar uma primeira ideia de como é que sociedade em geral valora os benefícios resultantes do início do processo de redução de emissões, sendo, por isso, uma primeira abordagem à tentativa de definição de um preço sombra para emissões de CO₂ e gases com efeito estufa.

A outra forma utilizada pelo relatório para aferir da razoabilidade dos valores apurados é pela análise dos resultados de referendos realizados na Suíça precisamente sobre questões de fiscalidade ambiental, nomeadamente sobre um imposto sobre energias não-renováveis.

Mas há ainda que considerar os danos nos ecossistemas e biodiversidade.

Os ecossistemas são muitas vezes avaliados em função dos serviços ⁵⁴ que prestam, quer dizer, das utilidades que fornecem, directa ou indirectamente, às pessoas.

Sendo muito difícil avaliar os ecossistemas terrestres em geral ⁵⁵, um estudo mais recente sobre os ecossistemas é a

⁵³ Mais uma vez o tratamento resulta melhorado pelo contributo da fase NewExt (2004). Saliente-se, todavia, que o próprio relatório NewExt considera que a metodologia *impact pathway* seria a que produziria valores mais correctos, seguindo-se este caminho (de segundo óptimo) apenas pela impossibilidade à data de concretizar tal estudo.

⁵⁴ Serviços que se dividem em serviços de provisão, de regulação, culturais e de suporte. Sobre a importância desses serviços ver, por exemplo, DAILY 1997 (ed.) ou DAILY *et al.* 2000.

⁵⁵ A tentativa mais famosa de o conseguir foi o estudo elaborado por COSTANZA *et al.* em 1997, que deu origem a um longo debate sobre a possibilidade (e a bondade) de uma tal avaliação monetária. Para um resumo das críticas a este artigo, BOKSTAEI *et al.* 2000.

chamada Avaliação do Milénio dos Ecossistemas⁵⁶ que, todavia, não determina o seu valor monetário.

Há uma série de estudos de avaliação contingente que procuram determinar o valor monetário de espécies (que vivem em determinados ecossistemas) ou da biodiversidade de determinados habitats⁵⁷. Todavia, não podemos ignorar as vozes que salientam o facto de este ser um caso em que o todo vale mais do que a soma das partes — e, nesse caso, estudos que tentem uma valoração das alterações a nível dos ecossistemas com base em avaliações de parte dos mesmos produzirão resultados sempre subavaliados⁵⁸... Além disso, os próprios estudos parciais podem levar a conclusões enganadoras, dada a complexidade de interações ecológicas dentro dos próprios ecossistemas, sendo a medida pela qual uma parte do ecossistema pode influenciar ou mesmo comprometer o seu todo muito difícil de definir.

A ExternE valoriza os impactes derivados da acidificação e da eutrofização com base no conceito de capacidade assimilativa (*critical load*)⁵⁹. A metodologia seguida é a das preferências reveladas dos decisores políticos⁶⁰.

⁵⁶ Informação disponível em www.millenniumassessment.org.

⁵⁷ Um exemplo é o projecto NEEDS que desenvolve uma metodologia para avaliar as perdas de biodiversidade associadas às emissões de CO₂ e NOx de unidades de produção energética. A monetarização dessas perdas é feita com base nos custos de restabelecimento.

⁵⁸ Para este argumento ver ARROW *et al.* 2000.

⁵⁹ Nesta área as incertezas são tantas que o próprio relatório faz um (longo) elenco dos pressupostos de que os estudos utilizados partem. A principal dúvida é em relação ao critério *critical load*: determina-se o número de hectares nos quais os níveis críticos de acidificação e eutrofização foram excedidos, mas não reflecte todos os impactes marginais nos ecossistemas. Também não se diferenciam os tipos de ecossistemas nem se faz uma avaliação geográfica de onde esses níveis críticos são atingidos.

⁶⁰ Esta perspectiva de valoração é a defendida a propósito do chamado *pagamento pelos serviços dos ecossistemas* relativamente ao montante a pagar pelo utilizador-pagador. Nestes casos “o que se pretende não é punir

Utiliza-se a *standard price approach*, relacionando os benefícios de uma redução de emissões com os custos associados a uma política de redução de emissões estabelecida. Esses custos são uma aproximação aos valores que os representantes atribuem aos benefícios que tais custos proporcionam. O objectivo é estabelecer um preço-sombra por tonelada de emissões. Para os decisores políticos, os custos de redução de emissões são aferidos por hectare de área de biodiversidade protegida. Desta forma, o objectivo será determinar a disponibilidade a pagar da sociedade por hectare protegido.

Uma forma alternativa poderá passar pela utilização dos dados da mais recente (e significativa) iniciativa sobre o valor dos ecossistemas *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB). Realce-se, no entanto, que os próprios autores dos vários relatórios entretanto produzidos admitem que “*because of this multi-dimensional and socio-cultural embeddedness of ‘value’, any exercise of valuation is purely a reflection of how certain people perceive their natural environment, and their relationship to it, at a certain point in time*”⁶¹. Por outro lado, e embora o segundo e terceiro relatórios se dirijam aos decisores públicos, a sua utilização para efeitos de compras públicas não é fácil — uma vez que a opção dos autores foi a de não apresentação de valores monetários determinados para os diversos tipos de ecossistemas, as entidades adjudicantes não encontrarão nos relatórios valores que sejam “importáveis” para determinação de critérios de adjudicação. Os relatórios apenas fornecem ferramentas que podem ser utilizadas para o desenvolvimento (ou actualização) de metodologias de quantificação dos custos

os usos delapidatórios dos ecossistemas, mas promover utilizações alternativas mais sustentáveis, privilegiando por isso a técnica de apreçamento dos serviços com base nas preferências reveladas através dos custos de substituição ou restauração do serviço” (ARAGÃO, 2013, 24).

⁶¹ TEEB, 2010, 151.

do ciclo de vida de produtos⁶² (ou outras que, de alguma outra forma, monetarizem externalidades ambientais negativas) que, essas sim, podem ser directamente utilizadas pelas entidades adjudicantes.

3. O valor presente de danos futuros, incertos e irreversíveis

Não podemos concluir uma reflexão sobre as dificuldades da internalização das externalidades ambientais por parte das entidades adjudicantes, agora possibilitada pelas directivas, sem referir dois pontos de extrema importância na matéria e que coincidem com outras tantas decisões necessárias: as problemáticas da taxa de desconto do futuro e do tratamento económico da incerteza e irreversibilidade.

A questão do desconto do futuro é uma das fontes de maiores controvérsias em torno das análises custo-benefício. Dada a coincidência de ferramentas operativas entre aquelas e os estudos que procuram determinar os custos sociais totais dos bens/serviços, esta é uma matéria que não pode ser omitida no tratamento da internalização de externalidades.

Estando na base de todos estes métodos o pensamento utilitarista, a construção teórica assenta nas chamadas “preferências” dos indivíduos. Ora, assumindo que os indivíduos preferem o presente relativamente ao futuro, essa preferência tem que ser expressa nos resultados desses efeitos futuros — uma consequência (positiva ou negativa) futura terá

⁶² Realçando os autores que “TEEB cannot and thus does not propose a one-size fits-all, cost-benefit-based stewardship model for the whole Earth. Instead, *TEEB sees valuation as an important human institution*” (TEEB 2014, 5).

um valor actual menor (o valor futuro descontado da preferência) ⁶³.

Por outro lado, é igualmente aceite que o capital é produtivo, tem capacidade para gerar um rendimento futuro superior ao investimento actual. Só assim, aliás, se justifica que quem investe esteja disponível para utilizar capital alheio, que é remunerado por uma taxa de juro.

A taxa de desconto do futuro tem, então, na sua base dois conceitos económicos: a produtividade do capital e a preferência temporal dos indivíduos.

A chamada produtividade do capital remete, por sua vez, para o conceito do chamado custo de oportunidade do capital, que é a aplicação na margem da ideia de resultado líquido entre investir o capital ou consumir. Este conceito deve, por exemplo, orientar os governos nas decisões de investimento público. Nas palavras de PEARCE “*it is equivalent to saying that our project in the public sector must do at least as well as the project it displaces*” ⁶⁴.

Por outro lado, os indivíduos preferem o presente, valorizando o consumo presente sobre o consumo no futuro — esta preferência dá origem à chamada taxa de preferência temporal individual. No entanto, as decisões públicas não

⁶³ Note-se que a questão do desconto do futuro é totalmente independente da correcção de valores necessária para eliminar os efeitos da inflação (ou deflação), aplicando-se adicionalmente a um qualquer índice de alteração do nível geral dos preços. O desconto temporal é ainda diverso de ajustes que tenham que ser realizados devido a alterações nos níveis relativos dos preços (valorização dos preços de certos produtos relativamente a outros), devido, por exemplo, a diferentes elasticidades do rendimento da disponibilidade a pagar (pode supor-se, de facto, que muitos bens ambientais, porque o seu stock é decrescente, terão uma elasticidade rendimento positiva e alta; essa variável deve como tal ser tratada nos modelos).

⁶⁴ PEARCE 1983, 47.

devem basear-se nesta taxa de preferência individual — devemos calcular uma taxa social de preferência temporal⁶⁵. O problema é que, sendo os custos (ou, noutros casos, os benefícios) calculados em termos monetários e não em utilidade, a taxa de desconto deve ser definida em termos de consumo o que, por sua vez, implica tomar em consideração a forma como a utilidade marginal variará no futuro em função do rendimento. Mas o rendimento variará, no futuro, em função do progresso tecnológico e da acumulação de riqueza futuros^{66 67}... Ora, não podendo os economistas estudar as gerações por nascer, o que podem fazer é *pressupor* cenários de crescimento económico, variação de rendimento e alterações da utilidade marginal futuras.

Em situações de perfeito funcionamento dos mercados, estas duas taxas de desconto do futuro (a do capital e a dos

⁶⁵ Este é um tema extremamente controvertido, pelo que remeteremos o leitor apenas para alguns trabalhos mais marcantes na matéria. A respeito do fundamento para a necessidade do cálculo de uma taxa social ver, por exemplo, SAGOFF 1988 ou SUDGEN e WILLIAMS 1978, 220. Para uma análise mais sistemática dos argumentos em questão ver, por exemplo, HANLEY e BARBIER 2009, 150 e ss.

⁶⁶ Para uma análise detalhada das funções referidas ver, por exemplo, WEITZMAN 2007, BECKERMAN e HEPBURN e KOUNDURI 2007 ou ARROW *et al.* 2004.

⁶⁷ O mesmo tipo de problema de circularidade de raciocínio é salientado por MARTINEZ-ALIER e O'CONNOR, 1999, 398:

“The appropriate discount rate should, one might suppose, be the sustainable rate of growth of the economy, but we are then trapped in the circular reasoning because, in order to ascertain this sustainable rate of growth which would yield the appropriate discount rate, we need first to subtract from observed growth the present value of the irreversible destruction of some natural capital (for instance, biodiversity), and in order to do this we must not only put a price on such natural capital (which is problematic enough), but we also need a discount rate”.

consumidores) serão idênticas (é a chamada condição de Ramsey). No entanto, o que se verifica na realidade é que elas são normalmente diferentes, o que leva a que se conclua que “*the choice of discount rate is as much a political decision as an economic one*”⁶⁸.

A verdade é que existem várias propostas para abordar o tema, desde as que defendem que não se deve descontar o futuro de todo, passando pelas que propõem taxas constantes (que, por sua vez, podem ser mais ou menos elevadas) até às propostas de taxas decrescentes. Analisamos sumariamente os três modelos.

A proposta mais radical é a que não admite o desconto do futuro, justificando que as gerações futuras têm os mesmos direitos que as presentes. Todavia, uma taxa de desconto zero, se protege as gerações futuras, fá-lo aumentando o peso sobre a geração presente, que teria que abdicar de muito do seu bem-estar. É claro que esse “sacrifício do presente” seria sempre mais do que compensado⁶⁹, mas a verdade é que essa compensação seria para outros indivíduos. Além disso, assumindo a maioria dos autores que as futuras gerações terão maior bem-estar (promovido pelo crescimento económico) do que a presente, então uma taxa de desconto zero significa que são as gerações mais pobres que devem fazer os sacrifícios em benefício das mais ricas. Este argumento, conjugado com

⁶⁸ HANLEY e BARBIER 2009, 152. No mesmo sentido, ver MARTINEZ-ALLIER e O’CONNOR 1999, que salientam: “... *the externality valuation and the time-discount rate from period to period will also be functions of the way in which rights and liabilities (for example, pollution taxes paid and received) are distributed across the affected generations*” (MARTINEZ-ALLIER e O’CONNOR 1999, 388).

⁶⁹ Para desenvolvimentos da teoria da compensação no futuro ver, por exemplo, KOOPMANS 1965.

o critério de justiça social proposto por RAWLS⁷⁰, está na base dos chamados “motivos éticos” para a defesa do desconto do futuro.

A larga maioria dos estudos que implicam estimativas de valores actuais para eventos futuros utiliza taxas de desconto constantes, centrando-se o debate sobre o número exacto a aplicar (num intervalo que vai, normalmente, dos 1,5% aos 7%).

Esta controvérsia tem na sua base duas perspectivas diferentes sobre o modo como se deve descontar o futuro em modelos que envolvam custos/benefícios ambientais com um horizonte temporal alargado. Como salienta ARROW⁷¹, essas duas perspectivas identificam-se com outras tantas da própria economia como ciência — uma positiva, descritiva (a que chamaríamos de teoria económica), outra normativa, prescritiva (a dita política económica).

Reconhecendo as duas correntes a necessidade de descontar o futuro em análises custo-benefício, a grande diferença é que a primeira se baseia no chamado custo de oportunidade do capital, que por sua vez depende da produtividade do mesmo, utilizando, por isso, valores próximos dos encontrados nos mercados de juros, enquanto a segunda centra a sua atenção pela preferência temporal dos consumidores, ajustando esse valor individual para encontrar um valor agregado resultado de uma função de bem-estar geral pré-determinado (a taxa social de preferência temporal), valor esse normalmente mais baixo do que as taxas de juro dos mercado⁷².

⁷⁰ Saliente-se, no entanto, que é o próprio RAWLS que admite que a questão da justiça intergeracional submete a teoria da ética a “*so severe if not impossible tests*” (RAWLS 1972, 248).

⁷¹ ARROW *et al.* 1996.

⁷² BECKERMAN e HEPBURN chamam igualmente a atenção para a diferença entre as duas perspectivas relativamente à questão da compen-

Alguns autores avançaram, no entanto, com uma perspectiva nova ⁷³: a de que as taxas de desconto (ou melhor, os factores de desconto) devem ser decrescentes no tempo ⁷⁴ — a taxa de desconto é tanto menor quanto mais longínquo está o acontecimento. Esta perspectiva encontra os seus fundamentos em dois níveis: por um lado, uma justificação económica que faz apelo ao conceito de incerteza relativamente ao futuro ⁷⁵; por outro lado, e a um nível mais pragmático, esta taxa é apresentada como a forma de compatibilizar dois objectivos de bem-estar geral em conflito — a maximização do bem-estar das gerações presentes e a necessidade de não comprometimento do bem-estar de gerações futuras ⁷⁶.

sação. Para a perspectiva positiva, basta que essa compensação seja potencial (e temos, então, uma justificação de eficiência Paretiana potencial). Já para a perspectiva normativa, é necessário que essa compensação seja possível e, mais do que isso, assegurada (o que só se torna viável no quadro das políticas de combate às alterações climáticas) — BECKERMAN e HEPBURN 2007, 189. Sobre a questão da garantia de compensação das gerações futuras, ver igualmente LIND 1999.

⁷³ Esta perspectiva é muitas vezes criticada como “positiva”, no sentido de descrever *o que deve ser*, por contraste com a visão normativa, que defende a ideia que a taxa de preferência temporal dos indivíduos (*o que é*) é constante. Para uma resposta a este argumento, salientando algumas evidências empíricas de uma taxa de desconto decrescente ver, por exemplo, PEARCE *et al.* 2006, 185 e ss. A taxa decrescente de desconto é, de facto, muitas vezes apelidada como uma alternativa ao método tradicional de desconto do futuro. Nesta perspectiva, ver HANLEY e BARBIER 2009, 153 e ss.

⁷⁴ Para uma análise detalhada, ver, entre outros, HEPBURN e KOUNDOURI 2007 ou GOLLIER *et al.* 2008.

⁷⁵ Essa incerteza pode ser relativamente às taxas de juro futuras, no seguimento da teoria de WEITZMAN, ou, como GOLLIER, relativamente ao crescimento económico futuro (WEITZMAN 2007 e GOLLIER *et al.* 2008).

⁷⁶ As outras formas de encarar o problema implicariam, para estes autores, uma tirania de uma geração sobre a outra (no caso das taxas

A problemática da taxa de desconto utilizada é especialmente importante quando queremos medir custos/benefícios com uma grande incidência no futuro, especialmente num futuro longínquo. Ora o ponto que tratamos, a valorização monetária de externalidades de produtos, trata precisamente impactes ambientais dos quais se destacam o aquecimento global e os efeitos sobre os ecossistemas e biodiversidade, precisamente dois pontos cujas consequências se fazem sentir, muitas vezes de forma mais marcante, num futuro mais ou menos distante.

De facto, se relativamente à chamada taxa de desconto intrageracional (dentro da mesma geração) a controvérsia é sobre o valor da taxa em si, já quanto ao desconto inter-geracional os problemas são bem maiores e implicam questões de equidade relativamente às gerações futuras⁷⁷, de direitos inalienáveis destas, do próprio conceito de sustentabilidade do modelo de crescimento económico actual.

Um exemplo é o da discussão a propósito do *Relatório Stern*⁷⁸, um estudo encomendado pelo governo do Reino Unido sobre os efeitos das alterações climáticas e a taxa de redução de emissões de gases estufa necessária para as minorar.

Segundo o Relatório, seria necessário começar imediatamente uma drástica redução nas emissões deste tipo de gases,

constantes, da geração presente sobre a geração futura; no caso da taxa zero, a das gerações futuras sobre as actuais).

⁷⁷ Todos os métodos para avaliar monetariamente alterações na qualidade ou quantidade de bens ambientais são, na perspectiva dominante, medidas em função do conceito de utilidade individual (ou, no máximo, de utilidade da sociedade como um todo). Ora as gerações futuras ainda não nasceram, pelo que teremos sempre que avaliar a sua utilidade em função das preferências da geração presente.

⁷⁸ STERN 2007.

sob pena de se comprometer entre 5 e 20% do PIB Mundial em resultado das alterações climáticas.

Autores como NORDHAUS e WEITZMAN⁷⁹ pronunciaram-se contra esta recomendação de corte inicial muito acentuado das emissões poluentes, defendendo antes uma redução crescente (isto é, inicialmente mais baixa e aumentando no futuro). Esta era, de resto, a recomendação da maioria dos estudos económicos até à data conhecidos.

Estes autores defendem que uma das fragilidades do Relatório foi precisamente a taxa de desconto utilizada (1,4%⁸⁰), no caso demasiado baixa, na medida em que valo-

⁷⁹ WEITZMAN (2007) refere-se ainda à problemática do tipo de factor a aplicar — com ou sem aversão ao risco — defendendo a aplicação de uma média ponderada (aproximando-se, até certo ponto, da ideia de LIND de que a taxa de desconto pública deve aproximar-se da privada). GOLLIER *et al.* (2008) defendem, como vimos, que, para aferição no presente de custos e benefícios num futuro longínquo, se devem utilizar taxas de desconto decrescentes. Todavia, o resultado mantém-se semelhante ao dos autores anteriores — as recomendações do Relatório conduziriam a uma perda de bem-estar mesmo em termos intergeracionais.

⁸⁰ Definindo a preferência temporal em zero (ou, de forma mais rigorosa, 0,1%), o Relatório desconta o futuro apenas com base na taxa de desconto do consumo que, por sua vez, é função do crescimento económico futuro e da utilidade marginal do consumo futuro (que se pressupõe menor em rendimentos mais altos). O resultado é uma taxa de desconto de aproximadamente 1,4%, variável em função da evolução do nível de emissões e das alterações climáticas. O relatório chegou a este valor assumindo “*the impersonal consequentialist view that the welfare of future generations ought to be valued equally with the welfare of people alive today — i.e. zero pure time preference*” (BECKERMAN e HEPBURN 2007, 205).

Os mesmos autores criticam, aliás, o Relatório, não pela perspectiva (ética) adoptada, mas porque o mesmo ignora todas as outras perspectivas (éticas) possíveis, nomeadamente a relativa ao agente, que encontra a sua origem em Hume e funda a actual teoria dos jogos (BECKERMAN e HEPBURN 2007). No mesmo sentido DASGUPTA afirma que “*The strong, immediate action on climate change advocated by the authors is an implication of their*

riza demasiado os custos futuros das alterações climáticas. NORDHAUS salienta mesmo que a utilização de uma taxa deste tipo justifica uma redução significativa no rendimento de uma pessoa pobre no presente (de \$10.000 para \$4.400) para reduzir os custos de uma pessoa que viva daqui a 200 anos de \$130.000 para \$129.870⁸¹.

Ainda na questão da integração do tempo na avaliação de custos/benefícios ambientais, há que referir a questão da *irreversibilidade*: há determinados custos que ocorrerão *para sempre*, como é o caso do decorrente da extinção de uma espécie. Sobre a questão da irreversibilidade, KRUTILLA e FISHER (1985) defendem que se deve considerar que os benefícios de evitar esses danos (de evitar essa irreversibilidade) são crescentes no futuro (porque, o ambiente se torna mais escasso e, por isso, mais “valioso” ou porque, com o aumento do rendimento, a disponibilidade a pagar dos indivíduos tenderá a aumentar). Quer isto dizer que as taxas de desconto dos benefícios da preservação do ambiente devem ser diversas das

views on intergenerational equity” (DASGUPTA 2007, 4). Saliente-se, no entanto, que este autor critica, não tanto a preferência temporal zero (*beta*), mas a taxa de 1% (*eta*, na terminologia do próprio Relatório), que reflecte “*the trade-offs that ought to be made between the well-beings of people regardless of the date at which they appear on the scene*” (DASGUPTA 2007, 5). Segundo o autor, esta taxa penaliza demasiado os mais pobres (gerações presentes) em benefício dos mais ricos (gerações futuras), não se encontrando qualquer motivo ético para tal transferência.

⁸¹ NORDHAUS (2007) propõe, então, a utilização de uma taxa de desconto mais “razoável”, o que permitiria recomendar para 2015 uma redução de emissões de 14% relativamente aos níveis de 1990 com um custo associado do carbono de 35 euros por tonelada. Isto por contraposição ao Relatório, que propunha, para 2015, uma redução de 53% de emissões com um custo do carbono de 360 euros por tonelada...

dos benefícios do projecto a considerar (é o chamado modelo Krutilla-Fisher)⁸².

Numa outra linha de raciocínio, a questão da irreversibilidade pode ser analisada atribuindo, na expressão de ARROW e FISHER (1974), o chamado “*quasi-option value*” à decisão de não destruir irreversivelmente um qualquer bem natural. Este valor está relacionado com os benefícios futuros desse bem em situações de incerteza — como não se conhece todo o potencial de benefícios dos bens ambientais, haverá sempre a possibilidade de, no futuro, se descobrir um valor até agora desconhecido, o valor dessa quase-opção será sempre positivo relativamente à opção de destruição do bem⁸³. Explorando esta linha de argumentação, podemos concluir que, existindo, relativamente aos bens ambientais, informação incompleta, decisões que provoquem danos irreversíveis não terão *nunca*

⁸² O modelo implica, no entanto, a introdução de dois dados difíceis de conhecer: as preferências por bens ambientais relativamente a outros tipos de bens das gerações futuras, por um lado, e as taxas de alteração dos valores reais das duas alternativas (preservação do bem e a sua destruição). Para uma análise da questão, ver, entre outros, HANLEY 1999, 830.

⁸³ Daí que muitos autores reconheçam neste argumento o fundamento económico para o chamado *Princípio da Precaução* que é hoje reconhecido como um princípio geral de Direito Comunitário. Como salienta Alexandra Aragão, “a precaução destina-se a controlar riscos hipotéticos ou potenciais”, sendo, nessa medida, “proactivo” (ARAGÃO 2013, 5). Para uma análise mais aprofundada do princípio da precaução e diferenciação do princípio da prevenção ver Aragão 2008, 2010, 2013.

Note-se, todavia, que alguns autores defendem mesmo que, no que toca à questão das alterações climáticas, a aplicação do princípio da precaução é a única política racionalmente justificável — é a chamada “strong sustainability approach”. Com este entendimento ver, por exemplo, VAN DEN BERGH 2004. Para uma distinção entre “weak” e “strong sustainability”, ver, entre outros, VAN DEN BERGH 2010 ou PEARCE *et al.* 2006, 237 e ss.

justificação económica na medida em que “‘good decisions’ about irreversibilities cannot be reached unless the best possible use of all available information is made”⁸⁴.

Além da questão da irreversibilidade, há ainda a considerar a da impossibilidade de substituição do capital natural perdido. De facto, alguns autores argumentam que as alterações climáticas, com efeitos devastadores sobre o ambiente e os ecossistemas, levam a que, a partir de um determinado nível de danos, não seja possível compensar pelo aumento no consumo a perda de capital natural que ocorrerá⁸⁵. Esta questão da não substituição chama a atenção para o facto de que, avaliando apenas o futuro em termos de crescimento económico e consumo, se ignoram perdas efectivas provocadas pela geração actual nas futuras gerações e que podem ser consideradas como direitos inalienáveis dessas gerações⁸⁶.

Para além da irreversibilidade, há igualmente questões de incerteza nestes estudos. A verdade é que ninguém está em condições de prever exactamente as alterações climáticas e muito menos os seus efeitos; o que se pode é estimar, com base em elementos objectivos sólidos, qual vai ser essa alteração e quais os seus efeitos. Mas claro que as estimativas podem ser mais optimistas ou mais pessimistas (sem deixar, no entanto, de ser justificáveis do ponto de vista científico). É a questão

⁸⁴ PETHIG 1991, 94. Para um desenvolvimento desta linha de argumentos veja-se, por exemplo, PETHIG 1991 ou HANLEY e SPASH 1993, 155 e ss. ou SPASH e CLAYTON 1995, 10 e ss.

⁸⁵ Saliente-se que esta lógica da compensação do capital natural pelo consumo, mesmo em situações de “normalidade” (em que ela seria, teoricamente, possível) não é unânime. De facto, um grupo cada vez mais relevante de autores analisa criticamente a ideia. Para uma exposição sobre a base teórica desta crítica à ideia de compensação, HANLEY e SPASH 1993, 142 e ss.

⁸⁶ Para perspectiva deste tipo de argumento, ver, por exemplo, GARDINER 2004, PAGE 2006 ou NEUMAYER 2007.

do tratamento de situações de risco e incerteza futuros, que têm igualmente consequências a nível dos resultados monetários do valor presente dos custos futuros⁸⁷, na medida em que as taxas de desconto do futuro são ajustadas para comportar o risco.

4. Conclusão

Com as novas directivas passa a ser possível a internalização das externalidades ambientais negativas dos bens e serviços adquiridos pelas entidades adjudicantes europeias. Essa internalização é feita pela introdução nos custos dos valores monetários dos danos dos impactes ambientais dos mesmos.

O legislador comunitário optou por deixar uma larga margem de liberdade às entidades adjudicantes na definição, quer dos impactes a considerar, quer do valor dos mesmos. De facto, apenas é exigido que tais critérios sejam incluídos com base numa perspectiva de custo-eficácia, sendo a remissão para o chamado método do custo do ciclo de vida apenas exemplificativa.

O presente texto procura chamar a atenção para as dificuldades acrescidas que esta possibilidade acarreta e que se prendem com duas ordens de motivos: por um lado, a escolha dos impactes a considerar; por outro lado, a determinação do valor monetário desses impactes relevantes.

Quanto ao primeiro aspecto, se é certo que as entidades adjudicantes poderão determinar os impactes que querem considerar (ou, posto de outra forma, os bens ambientais que pretendem proteger), não o será menos que a margem de

⁸⁷ Para um tratamento da problemática do risco e incerteza em matéria de análise custo-benefício ambiental, ver, entre outros, HANLEY e BARBIER 2009, capítulo 2.

liberdade não será total, devendo, no mínimo, revelar-se essa escolha adequada à prossecução dos objectivos ambientais pretendidos. De todo o modo, e mesmo que opte por outro método que não o custo do ciclo de vida, estará sempre a entidade adjudicante obrigada a respeitar os princípios gerais de direito comunitário, nomeadamente o da igualdade, não discriminação e proporcionalidade.

Em segundo lugar, resulta evidente que a escolha dos valores monetários a atribuir a esses “males ambientais” é igualmente potencialmente problemática. De facto, exigindo o legislador apenas que as externalidades ambientais sejam “monetizáveis” para poderem ser consideradas custo para a entidade adjudicante, o processo de monetização está dependente de inúmeros factores (dos quais se destaca o próprio rendimento dos indivíduos que relevem para efeitos de valoração) e envolve escolhas que têm na sua base questões de ética distributiva.

A inexistência de linhas de orientação quanto à forma como esta margem de liberdade pode ser utilizada pelas entidades adjudicantes pode levar à proliferação de critérios e valores monetários a considerar para os mesmos tipos de bens que, para além de colocar questões ao nível do respeito pelos princípios fundamentais de direito comunitário, é passível de pôr em causa o próprio mecanismo de internalização das externalidades na medida em que o mesmo só funcionará na medida em que sejam fornecidos aos operadores económicos incentivos claros relativamente ao sentido de orientação da sua actividade.

Bibliografia

- AEA 2010, *Assessment and Comparison of National Green and Sustainable Public Procurement Criteria and Underlying Schemes*, Final Report for the European Commission, ENV.G2/SER/2009/0059r.
- ALMEIDA 2012, Teresa, “Os critérios de avaliação monetária dos bens ambientais”, in Nunes, Cunha e Martins (org.), *Estudos em*

Homenagem ao Prof. Doutor Aníbal de Almeida, Coimbra, Coimbra editora

ARAGÃO, Alexandra

2008, “Princípio da Precaução: manual de instruções”, *Revista do CEDOUA*, 11, 2, 9 e ss.

2010, “Dimensões Europeias do Princípio da Precaução”, *RFDUP*, 7, 2010, 245-246.

2013, “Aplicação nacional do princípio da precaução”, Associação dos Magistrados da Jurisdição Administrativa e Fiscal de Portugal — “*Colóquios 2011-2012*”. Lisboa. p. 159-185.

ARROW e FISHER 1974, Kenneth e Anthony, “Environmental Preservation, Uncertainty, and Irreversibility”, *Quarterly Journal of Economics*, 88, 312-319

ARROW, CLINE, MALER, MUNASINGHE, SQUITIERI e STIGLITZ, K.J., W.R., K-G, M., R. e J.E. 1996, “Intertemporal Equity, Discounting, and Economic Efficiency”, em Brube e Lee (ed.), *Climate Change 1995: Economic and Social Dimensions of Climate Change: Contribution of Working Group III to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press

ARROW, DAILY, DASGUPTA, MALER e LEVIN, K., G.C., P., P., K-G, *et al.* 2000, “Managing ecosystem resources”, *Environ. Sci. Technol.*, 34, 1401-1406.

ARROW, DASGUPTA, GOULDER, DAILY *et al.* 2004, K., P., L., G., “Are We Consuming Too Much?”, *Journal of Economic Perspectives*, 18, 3, 147-172

BECKERMAN e HEPBURN, A. e C. 2007, “Ethics of the Discount Rate on the Stern Review on the Economics of Climate Change”, *World Economics*, 8, n.º 1, 187-210.

BOCKSTAEL, FREEMAN, KOPP, PORTNEY e SMITH, N.E., A.M., R.J., P.R. e V.K. 2000, “On measuring economic values for nature”, *Environ. Sci. Technol.*, 32, 1384-1389.

COMISSÃO EUROPEIA

2005, Comunicação da Comissão ao Conselho e ao Parlamento Europeu, Estratégia Temática sobre a Poluição Atmosférica, SEC (2005) 1132, 1133, pág. 6.

2010, Comunicação da Comissão de 3 de Março de 2010, Europa 2020, Estratégia para um crescimento inteligente, sustentável e inclusivo, Bruxelas, COM(2010) 2020 final.

2011, Livro Verde sobre a modernização da política de contratos públicos da EU. Para um mercado dos contratos públicos mais eficiente na Europa, Bruxelas, COM(2011) 15 final

2011 A, “ILCD Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context”, EUR 24571 EN — 2011.

- 2012, EU research for the Environment 2007-2013 (2010 revision), Direcção-Geral da Investigação e Inovação, Luxemburgo, EUR 24956
- COSTANZA, R. *et al.* 1997, "The value of the world's ecosystem services and natural capital", *Nature*, 387, 253-260.
- DAILY G.C. (Ed.) 1997, *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island, Washington D.C.
- DAILY *et al.* 2000, "The value of nature and the nature of value", *Science*, 289, Julho, 395-396.
- DASGUPTA, MARGLIN e SEN, P. S. e A. 1972, *Guidelines for Project Evaluation*, Viena, UNIDO.
- DASGUPTA 2007, Partha, "Commentary: The Stern Review's Economics of Climate Change", *National Institute Economic Review*, 199, 4-7
- DAVIS LANGDON MANAGEMENT CONSULTING 2007, "Life Cycle Costing (LCC) as a Contribution to sustainable construction: a common methodology, Final Methodology", Relatório elaborado para a Comissão Europeia
- DESAIGUES, RABL, AMI, BOUNMYKENE, MASSON, SALOMON, SANTONI, 2007, B., A., D., S., M. e L., "Monetary Value of a Life Expectancy Gain due to Reduced Air Pollution: Lessons from a Contingent Valuation in France", *Revue d'Economie Politique* 117(5), 675-698.
- DESAIGUES, AMI, BARTCZAK, BRAUN-KOHLÓVÁ *et al.* 2011, B., D., A., M., "Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY)", *Ecological Indicators*, 11, 902-910
- EXTERNE 2004, New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies (NewExt). Final Report to the European Commission, DG Research, Technological Development and Demonstration (RTD), disponível em: <http://www.ier.uni-stuttgart.de/public/de/organisation/abt/tfu/projekte/newext/newext_final.pdf>.
- FAUSTINO, Paula 2014 "Award Criteria in the new EU Directive on public procurement", em *P.P.L.R.*, Vol. 3, 124-133.
- GARDINER, Stephen 2004, "Ethics and Global Climate Change", *Ethics*, 114, 555-600.
- GOLLIER, KOUNDOURI e PANTELIDES, C., P. e T. 2008, "Decreasing discount rates: economic justifications and implications for long-run policy", *Economic Policy*, Vol. 23 (56), 757-95.
- GOULDER e STAVINS, L. e R. 2002, "Discounting: an eye on the future", *Nature*, 419, 673-74.
- HANLEY, Nick 1999, "Cost-benefit analysis of environmental policy and management", em van der Bergh, *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Elgar, Cheltenham, 824-836.

- HANLEY e BARBIER, Nick e Edward 2009, *Pricing Nature, Cost-benefit analysis and Environmental Policy*, Edward Elgar, Cheltenham
- HEPBURN e KOUNDOURI, C. e P. 2007, "Recent advances in discounting: implications for forest economics", *Journal of Forest Economics*, Vol. 13 (2-3), 169-89
- HOLLAND, HUNT, HURLEY, NAVRUD e WATKISS 2005, Mike, Alistair, Fintan, Stale e Paul, "*Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE: Volume 1: Review of Methodology*", disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/archives/cafe/pdf/cba_methodology_vol1.pdf>.
- PERERA, MORTON, PERFREMENT 2009, Oshani, Barbara e Tina, *Life Cycle Costing in Sustainable Public Procurement: A Question of Value, A white paper from IISD*, International Institute for Sustainable Development (IISD), disponível em: <http://www.iisd.org/sites/default/files/pdf/2009/life_cycle_costing.pdf>.
- KRUPNICK, Alan 2004, *Valuing health outcomes: policy choices and technical issues*, Resources for the Future, Washington D.C.
- KRUPNICK, ALBERINI, CROPPER, SIMON, O'BRIEN, GOEREE e HEINTZELMAN 2002, Alan, Anna, Maureen, Nathalie, Bernie, Ron, e Martin, "Age, Health, and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions: A Contingent Valuation Survey of Ontario Residents". *J Risk and Uncertainty*, vol. 24(2), 161-186.
- KRUTILLA e FISHER, J.V. e A.C. 1985, *The Economics of Natural Environments*, Baltimore, MD: Johns Hopkins Press.
- LIND, R.C. 1999, "Analysis for intergenerational decision making", em Portney e Weyant (eds.), *Discounting and Intergenerational Equity*, Washington DC, Resources for the Future
- MARTINEZ-ALLIER e O'CONNOR, J. e M. 1999, "Distributional issues: an overview", in van den Bergh, Jeroen (ed.), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Elgar, Cheltenham, Northampton.
- NEUMAYER, Eric 2007, "A missed opportunity: The Stern Review on climate change fails to tackle the issue of non-substitutable loss of natural capital", *Global Environmental Change*, 17, 297-301.
- NORDHAUS, W.D. 2007, "A review of the Stern review of the economics of climate change", *Journal of Economic Literature*, Vol. 45 (3), 686-702, disponível em: <<http://nordhaus.econ.yale.edu/SternReviewD2.pdf>>.
- NUNES, A. J. Avelãs
 2002, *Neoliberalismo, Globalização e Desenvolvimento Económico*, Separata do Boletim de Ciências Económicas, Coimbra
 2003, *Neoliberalismo e Direitos Humanos*, Lisboa, Caminho editora
 2008, *Uma Volta ao Mundo das Ideias Económicas, Será a Economia uma Ciência?*, Coimbra, Almedina.

- OECD 2008, *Key environmental indicators*, OECD, Paris.
- PAGE 2006, Edward, *Climate Change, Justice and Future Generations*, Cheltenham e Northampton, Edward Elgar
- PEARCE, D.W.
 1983, *Cost-Benefit Analysis* (2.^a ed), Basingstoke: Macmillan.
 2000, “Valuing Risks to Life and Health: Towards Consistent Transfer Estimates in the European Union and Accession States”, Relatório para DGXI, Comissão Europeia, Bruxelas, disponível em: <www.cserge.ucl.ac.uk>.
 2001, “Energy Policies and Externalities: an Overview”, Relatório preparado para a Agência de Energia Nuclear da OCDE no seguimento de um workshop sobre Energy policy and Externalities: the Life Cycle Analysis Approach, Paris, disponível em <http://www.ucl.ac.uk/cserge/NEA%20_%20Energy%20Policy%20and%20Externalities.pdf>.
 2003, *Conceptual Framework for Analysing the Distributive Impacts of Environmental Policies*, Relatório preparado para o OECD Environmental Directorate Workshop On the Distribution of Benefits and Costs of Environmental Policies, disponível em: <<http://www.ucl.ac.uk/~uctpa36/oecd%20distribution.pdf>>.
- PEARCE, D.W. et al. 2006, *Cost Benefit Analysis and the Environment, Recent Developments*, OECD
- PERERA, MORTON e PERFREMENT 2009, Oshani, Barbara e Tina, “Life Cycle Costing in Sustainable Public Procurement: a Question of Value”, *International Institute for Sustainable Development*, disponível em: <http://www.iisd.org/pdf/2009/life_cycle_costing.pdf>.
- PETHIG, R. 1991, “Problems of irreversibility in the control of persistent micro-pollutants”, in Opshoor e Pearce (ed), H. e D.W., *Persistent Pollutants: Economics and Policy*, Dordrecht, Kluwer.
- ROSE e KVERNDOKK, Adam e Snorre 1999, “Equity in environmental policy with an application to global warming”, van den Bergh, Jeroen (ed.), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Cheltenham, Edward Elgar
- ROSENBERGER e LOOMIS, R.S. e J.B. 2001, “Benefit transfer of outdoor recreation use values: A technical document supporting the Forest Service Strategic Plan (2000 revision)”. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, disponível em: <http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr072.pdf>.
- ROSENBERGER e PHIPPS 2001, *Improving the validity of benefit transfers: a site correspondence model and meta-analysis transfer*, RRI Research Paper

- 2001-6, Morgantown, WV: Regional Research Institute, West Virginia University.
- SAGOFF, M. 1988, *The Economy of the Earth*, Cambridge, MA: Cambridge University Press
- SPASH e CLAYTON, C. e A. 1995, "Strategies for the Maintenance of Natural Capital", disponível em: <http://mpira.ub.uni-muenchen.de/38273/1/MPRA_paper_38273.pdf>.
- STERN, Nicholas 2007, *The Economics of Climate Change: the Stern Review*, Cambridge University Press.
- SUDGEN e WILLIAMS, R. e A. 1978, *The Principles of Practical Cost-Benefit Analysis*, Oxford: Oxford University Press.
- SWARR, HUNKEKER, KLOPPER, PESONEN, CIROTH, BRENT e PAGAN 2011, *Environmental Life Cycle Costing: a Code of Practice*, Pensacola, SETAC Press.
- TEEB
- 2010, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, London and Washington D.C., Earthscan, disponível em: <www.teebweb.org>.
- 2014, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Challenges and Responses*, Oxford, Oxford University Press, disponível em <www.teebweb.org>.
- VAN DEN BERGH, Jeroen C.J.M.
- 2004, "Optimal climate policy is a utopia: from quantitative to qualitative cost-benefit analysis", *Ecological Economics*, 48, 385-393.
- 2010, "Externality or sustainability economics?", em *Ecological Economics*, 69, 2047-2052.
- WEITZMAN, M. 2007, "A review of the Stern review of the economics of climate change", *Journal of Economic Literature*, Vol. 45(3), 703-24.

Resumo: As novas Directivas que regulam os procedimentos de adjudicação dos contratos públicos na Europa vêm permitir que as entidades adjudicantes internalizem as externalidades ambientais dos produtos, procurando, desta forma, aumentar a eficiência destes mercados.

Essa internalização é feita pela consideração, numa lógica de custo-eficácia, como custo para o adjudicante, das externalidades ambientais negativas geradas durante o ciclo de vida dos bens a adquirir, depois de monetarizadas.

Todavia, o processo de identificação dessas externalidades e da sua monetarização é extremamente complexo, estando ainda longe um consenso na matéria.

Esta maior margem de apreciação dada às entidades adjudicantes, se não for acompanhada por guias que auxiliem as entidades adjudicantes e, simultaneamente, promovam alguma harmonização, poderá levar ao aumento dos casos de litigância nos tribunais. Por outro lado, o objectivo de incentivo às empresas no sentido do desenvolvimento de produtos mais sustentáveis pode igualmente ser comprometido na medida em que, face a uma proliferação de critérios e valorizações de externalidades ambientais, estas optem por orientar a sua estratégia pelos critérios dos seus mercados nacionais ou (pior ainda) por se focar nos preços para, com isso, conseguir uma vantagem que lhes permita compensar esses *adders*.

Palavras-chave: contratos públicos; externalidades ambientais; custos do ciclo de vida; monetização de custos ambientais.

The environmentally most advantageous offer: internalization of environmental externalities through award criteria in public procurement

Abstract: The new directives regulating public procurement procedures in Europe allow procuring entities to include in the award criteria the costs of environmental externalities of the goods or services purchased. This internalization will improve the efficiency of European public markets and help to achieve better value for money.

The process of selecting the relevant externalities and monetizing their social costs is, however, quite complex and no consensus has been reached amongst researchers.

This greater room for discretion, in the absence of general guidelines to provide some assistance and harmonization, may cause increased judicial litigation. On the other hand, the proliferation of different criteria and economic values for each impact source may undermine the sustainable development objective where companies, having no clear incentive, opt to focus on price competitiveness.

Keywords: Public procurement; environmental externalities; life cycle costing; monetization of environmental costs.

Teresa Almeida

Faculdade de Direito da Universidade de Coimbra