

# **GESTÃO DE SERVIÇOS DOS ECOSISTEMAS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Volume IV

**Nuno Guiomar**

Associação Portuguesa de Engenharia Natural  
Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento da Universidade de Évora  
Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas da Universidade de Évora

**Nuno Gaspar de Oliveira**

Centro de Investigação em Gestão, Instituto Superior de Gestão

**João Paulo Almeida Fernandes**

Associação Portuguesa de Engenharia Natural  
Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento da Universidade de Évora  
Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas da Universidade de Évora

**Pedro Teiga**

Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

**ANEXO DE**

**Manuel Belo Moreira**

Professor catedrático do Instituto Superior de Agronomia



# ÍNDICE

<b>A problemática dos serviços de ecossistemas: nota introdutória</b>	5
Objectos e dimensões	5
A economia dos ecossistemas	7
<b>Externalidades e serviços ambientais</b>	10
Funções do espaço e serviços ambientais	10
Multifuncionalidade e organização espacial das multi-funções	12
Externalidades ambientais	15
<b>Gestão sustentável de serviços de ecossistemas</b>	19
Os diferentes valores do território	19
Sistema equitativo de pagamento POR Serviços Ambientais	22
Opções de resposta	26
Modelos de governance e gestão sustentável de serviços de ecossistemas	28
Principais constrangimentos	29
<b>Abordagem prática aos serviços hidroecológicos</b>	31
Perspectiva dos serviços hidroecológicos à escala europeia	34
Quantificação do valor dos Serviços Hidroecológicos	43
Gestão adaptativa de serviços dos ecossistemas no contexto das bacias hidrográficas	46
Atribuição de prioridades aos riscos e ameaças ao funcionamento dos serviços dos ecossistemas na gestão de bacias hidrográficas	48
Efeitos de escala: temporal, espacial e social	48
Metodologias de mitigação de ameaças e pressões sobre os serviços hidroecológicos	49
<b>Objectivos estratégicos futuros para a preservação da biodiversidade e promoção de serviços ambientais com implicações directas na gestão de bacias hidrográficas</b>	50
O protocolo de Nagoya e o novo Plano Estratégico para 2020	50
A revisão da Estratégia Europeia para a Biodiversidade 2011-2020	54
<b>Referências bibliográficas</b>	60
<b>Anexos</b>	70



# A PROBLEMÁTICA DOS SERVIÇOS DE ECOSISTEMAS: NOTA INTRODUTÓRIA

## OBJECTOS E DIMENSÕES

As paisagens rurais constituem um bom exemplo de integração de múltiplas funções ambientais, sociais e económicas ao longo do espaço e do tempo. Esta integração é materializada nas estruturas sociais e nos sistemas de uso do território adaptados às condicionantes territoriais e aos recursos naturais no quadro das tecnologias disponíveis.

Todavia, nas últimas décadas, muitas das tradicionais paisagens multifuncionais mediterrâneas sofreram mudanças radicais, principalmente nas suas componentes agro e silvo-pastoris, essencialmente devido a mudanças nos métodos e das técnicas de produção. Estes complexos sistemas agrícolas asseguravam uma complexa rede funcional de produção que permitia assegurar, em simultâneo, factores recreativos, a preservação da identidade cultural, a preservação dos recursos naturais e a qualidade ambiental (Pinto-Correia & Vos, 2004). A pressão da economia, a intensificação da produção agricultura e florestal, e a pressão na urbanização, conduziram à homogeneização do espaço, em resultado da progressiva eliminação de elementos de diferenciação regional (Jongman, 2004).

O despovoamento verificado nas zonas rurais do interior, com tendência para ocorrer de forma mais acentuada, configura consequências sociais, económicas e ambientais graves (Alves *et al.*, 2003). Pinto-Correia *et al.* (2006) identificam um conjunto de processos de abandono, entre os quais se destaca o abandono de áreas de actividade florestal, onde a actividade agrícola igualmente tendência a perder importância.

A actual degradação do espaço rural, determina uma rápida diminuição do potencial produtivo dos solos e do potencial regulador dos mesmos, assim como do potencial informativo decorrente da destruição da imagem e carácter de um dado território. A restauração destes espaços requer estratégias espaciais que permitam a diversificação de actividades, com maior potencial ao nível económico, com maior valor natural, incorporando funções e estruturas dos ecossistemas naturais. A procura da multifuncionalidade do espaço vem revalorizar outras funções que não a produtiva mas que assumem valor económico, social, cultural ou ambiental da maior relevância (Pinto-Correia & Vos, 2004).

Cada estrutura de uso corresponde a um esforço de, em cada momento e conjuntura, encontrar a melhor solução da equação da exequibilidade, balançando os investimentos em trabalho e outros meios de produção com os diferentes produtos e recursos disponíveis ou transaccionáveis em cada momento<sup>1</sup>.

Cada uma destas soluções conjunturais além das funções de produção tradicionais (objecto central e até agora quase exclusiva do processo de gestão das empresas e

<sup>1</sup> Recorde-se a propósito o caso da florestação de pinheiro a partir dos anos 30, tornada viável pelo elevado valor transaccionável da resina e a progressiva substituição do pinheiro pelo eucalipto, quando a resina deixou de ter valor e a procura de eucalipto para o fabrico de pasta de papel, atribuiu a esta essência uma rentabilidade que o pinheiro já não tinha.

explorações agro-florestais) garante, complementarmente e de forma mais ou menos eficaz, a produção de diferentes bens e serviços (Huylenbroek *et al.*, 2007):

- Verdes – gestão da paisagem e do território, gestão da vida selvagem, manutenção da biodiversidade, reciclagem de nutrientes e sumidouros de carbono;
- Azuis – por exemplo a gestão dos sistemas hidrológicos (recarga de aquíferos, regulação do escoamento superficial e sub-superficial, etc.);
- Amarelos – coesão rural e viabilidade desses territórios através do desenvolvimento de ambiências, património e identidade regional, além da oferta de bens e serviços complementares como o agro-turismo e o agro-entretenimento;
- Brancos – segurança alimentar.

Foi pois no reconhecimento desta realidade que o Conselho de Ministros da OCDE declararam em 1998 que "além da sua função primária de produção de alimentos e fibras, as actividades agrícolas podem também formar, enquadrar e gerir a paisagem, fornecer mais-valias ambientais como a conservação do solo, a gestão sustentável de recursos naturais renováveis e a preservação da biodiversidade, além de contribuir para a viabilidade de muitas áreas rurais".

Para Lourenço (2001) "os actuais princípios e medidas políticas prevêm a valorização da diversificação produtiva (não só de produção de bens alimentares e matérias primas) e a multifuncionalidade do espaço rural, assente num conjunto de actividades complementares à actividade principal ou dominante, como a conservação da natureza, a revitalização do e a integração do turismo e do lazer".

Também a Comissão das Comunidades Europeias declarou em 2002 que "as áreas rurais são multifuncionais e os agricultores devem ser incentivados a explorar todas as oportunidades oferecidas aos empresários rurais" (COM(2002) 394 final).

Esta referência à ruralidade é de particular importância quando se considera que a maioria dos espaços com maior capacidade de garantia destas mais-valias não são os espaços de produção agrícola intensiva, mas antes os espaços mais tradicionais e de menor rentabilidade, onde só a preservação e a necessária evolução de uma cultura característica dos espaços não urbanos pode garantir o desenvolvimento de novas soluções multifuncionais que garantam que o objecto central da gestão agro-florestal (a produção) é progressivamente complementado com a valorização e rentabilização dessas novas funções.

Os serviços de ecossistemas referem-se a uma dimensão normalmente menosprezada das actividades agrícolas e florestais. Com efeito, estas actividades, para além dos produtos transaccionáveis, produzem, ou contribuem para a produção de serviços não transaccionáveis que importa reconhecer, avaliar e, progressivamente, remunerar.

Esta remuneração é da maior importância no actual contexto de desvalorização dos rendimentos associados a essas actividades na maior parte dos espaços anteriormente a elas dedicados, desvalorização que vem pondo progressivamente em risco esses espaços multifuncionais e, particularmente, as suas contribuições para as funções económicas e sociais dos restantes espaços de uso, com relevo para os espaços de produção, urbanização e de serviços.

Com efeito, estes últimos, não poderão ser viáveis sem as funções de produção e regulação que são garantidas pelos espaços hoje classificados como marginais e pelas actividades agrícolas e florestais de rentabilidade insuficiente, mas que garantem funções de produção e regulação dos sistemas hidrológicos (através, por exemplo, da infiltração ou da regularização do escoamento) ou de protecção contra os fenómenos erosivos e a perda de solo.

Estas funções são hoje reconhecidas por inúmeros instrumentos legais e acordos internacionais (caso da Directiva Quadro da Água, da proposta de Directiva Quadro para a Protecção do Solo (COM(2006) 232 e a recente declaração do Conselho da União Europeia sobre a Protecção dos recursos hídricos e a gestão integrada sustentável da água na União Europeia (Junho de 2011)). Interessa agora desenvolver os mecanismos quer para a sua gestão integrada, quer para a sua efectiva e adequada remuneração.

## A ECONOMIA DOS ECOSISTEMAS

O estudo *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* demonstra que a protecção das áreas naturais pode trazer retornos muitas vezes superiores aos custos da sua protecção (TEEB, 2008, 2009, 2010). Existem oportunidades de negócio da ordem dos vários milhões de Euros disponíveis para desenvolver bens e serviços com mais-valias ecológicas, assim como mercados emergentes que servirão de suporte à valorização quer de novos produtos como de serviços de compensação ecológica, desde o sequestro/manutenção de stocks de carbono florestal até à recuperação de zonas húmidas ou bancos de habitats para projectos de desenvolvimento urbano ou agrícola.

Também o relatório do Programa Ambiental das Nações Unidas (UNEP) intitulado *Rumo à uma Economia Verde: Caminhos para o Desenvolvimento Sustentável e a Erradicação da Pobreza* (UNEP, 2010) refere que "um investimento de apenas 2% do PIB global em dez sectores-chave como agricultura, edificações, energia, pesca, silvicultura, indústria, turismo, transporte, água e gestão de resíduos pode dar início à transição rumo à uma economia de baixo carbono e eficiência de recursos", também chamada de Economia Verde.

No entanto, a natureza destes investimentos deve ter como base reformas estruturais de políticas nacionais e internacionais, bem como reformas nos sistemas económico e financeiro, de forma que o valor do capital natural (Voora & Venema, 2008) possa ser devidamente capturado, entendido e internalizado pelos indicadores de desenvolvimento

socioeconómico e ambiental dos países. A própria noção de escassez, quer de bens essenciais como a água ou alimentos como de serviços de suporte social de combate contra a pobreza e abandono rural, deverá ser revista, de acordo com o relatório *The Social Dimension of Biodiversity Policy* à luz das oportunidades de criação de postos de trabalho, novas empresas e modelos de organização social orientados para o desenvolvimento local (Nunes *et al.*, 2011).

Um quarto dos investimentos verdes analisados é alocado a sectores de capital natural: silvicultura, agricultura, água doce e pesca. O aumento da eficiência na agricultura e nos sectores industrial e urbano reduziria a demanda de água em cerca de um quinto até 2050 em comparação com as tendências projectadas, reduzindo a pressão sobre os aquíferos e águas superficiais, tanto a curto como a longo prazo. Do ponto de vista da gestão pública, é absolutamente prioritário corrigir subsídios avultados e com efeitos negativos sobre o capital natural, o que poderia significar per se suficiente espaço fiscal e libertação de recursos para a transição. A eliminação da política de subsídios nos sectores de energia, água, pesca e agricultura economizaria cerca de 2% do PIB global por ano.

O rápido crescimento dos mercados de capitais, o crescente interesse dos mercados em iniciativas verdes e a evolução de instrumentos alternativos, como financiamento e microfinanciamento de carbono e compensação de habitats, abrem espaço para o financiamento em larga escala para uma transformação económica global (MEA, 2005; TEEB 2010).

A transição rumo à economia verde está a desenvolver-se em escala e velocidade nunca antes vistas. O desafio é gerar crescimento e empregos na mesma proporção – ou maior – que o cenário *business as usual*, de forma a superar as projecções económicas a médio e longo prazo e, em simultâneo, gerar benefícios ambientais e sociais. A transição tem desafios e riscos, nomeadamente e caberá aos líderes mundiais, à sociedade civil e às empresas de top participar de forma cooperativa na reformulação e redefinição da própria noção de lucro e evoluir para parâmetros tradicionais de riqueza, prosperidade e bem-estar. Não restam dúvidas, o maior e mais inaceitável dos riscos é mesmo manter o status quo (e.g. MEA, 2005; Schroter *et al.*, 2005; Kettunen & ten Brink, 2006; Braat & ten Brink, 2008; Paterson *et al.*, 2008; CEC, 2009; Pereira *et al.*, 2009; Butchart *et al.*, 2010; CEC 2010a; CEC 2010b, DEFRA, 2010, EEA, 2010; IEEP & Alterra, 2010; DEFRA, 2011; Kaphengst *et al.*, 2011).

O estudo *GLOBE Natural Capital Action* (Globe, 2010) define clara e objectivamente um conjunto de acções que podem ser apreciadas por políticos, decisores, legisladores, gestores e auditores de contas que pretendam integrar de forma adequada as questões do capital natural e dos serviços dos ecossistemas na gestão pública (e.g. Pearce *et al.*, 2002; World Bank, 2006; Smith & Bovey, 2011; Nunes *et al.*, 2011). O relatório sublinha o consenso global acerca da degradação generalizada dos ecossistemas e do impacto



material que a mesma tem sobre as sociedades (Braat & ten Brink, 2008; Sachs *et al.*, 2009; Pauli *et al.*, 2010; Maes *et al.*, 2011). A GLOBE assinala ainda as seguintes recomendações:

- Valoração do capital natural por via da criação de um cargo ministerial no seio do Ministério das Finanças ou do Tesouro para o qual seria indigitado o responsável máximo nacional pela gestão do capital natural do país;
- Requerer ao Ministério das Finanças o desenvolvimento de uma auditoria contabilística extensiva dos bens e serviços que afectem positiva e negativamente o capital natural;
- Garantir que todos os departamentos e gabinetes governamentais assumiriam os adequados graus de responsabilidade sobre os impactos das suas políticas, programas e medidas sobre o capital natural, sendo proposta a criação de um departamento inter-ministerial de supervisão;
- Promover a perspectiva de análise do capital natural junto dos gabinetes de auditoria de contas para que estes pudessem examinar e monitorizar adequadamente as variações ao nível micro e macro do valor do capital natural;
- Sensibilizar o governo para os efeitos positivos do investimento em capital natural sobre a economia e a sociedade e alertar para o facto de que a conservação da Natureza e o restauro dos ecossistemas podem efectivamente contribuir para alcançar as metas do desenvolvimento público.

Os autores apelam assim aos legisladores para liderarem uma resposta coordenada para redimensionar os actuais sistemas de gestão e contabilidade de capitais públicos (Pearce *et al.*, 2002; Lange, 2003; World Bank, 2006; INTOSAI, 2007; DEFRA, 2010; Lange, 2010) para que estes possam aferir e reflectir adequadamente as relações existentes entre a economia e o meio ambiente.

## EXTERNALIDADES E SERVIÇOS AMBIENTAIS

### FUNÇÕES DO ESPAÇO E SERVIÇOS AMBIENTAIS

Por funções entendem-se a utilização e capacidade de resposta de um território face às necessidades, procuras e objectivos da comunidade humana. Os processos naturais com capacidade para fornecer bens e serviços que satisfazem as necessidades humanas directa ou indirectamente podem ser classificados como funções dos ecossistemas (de Groot *et al.*, 2002). Para Martínez de Anguita (2006) as inter-relações de fluxos de energia e de elementos, entre as diferentes partes de um ecossistema são aquelas que definem as funções de um ecossistema.

De Groot (1992) contextualiza as funções da paisagem relacionadas com o uso do solo como funções de produção, as funções relacionadas com as capacidades das paisagens naturais como funções de regulação, e as funções relacionadas com a sua capacidade para fornecer bens imateriais como funções de informação. Rosário & Rodrigues (2004) referem que a função produtiva “destaca a capacidade de produção de bens (alimentos e fibras) e de serviços agrários (recreativos de caça, pesca, paisagísticos e de acolhimento com ou sem restauração)”. O MEA (2005) diferencia quatro categorias de serviços ambientais: serviços de fornecimento, serviços reguladores serviços culturais e serviços de suporte.

Quadro 1. Os serviços dos ecossistemas ou serviços ambientais (MEA, 2005; Seehusen & Prem, 2011)

Serviços de fornecimento	São aqueles relacionados com a capacidade dos ecossistemas para fornecer bens.
Serviços de regulação	São os benefícios obtidos a partir de processos naturais que regulam as condições ambientais e que sustentam a vida humana.
Serviços culturais	Estão relacionados com a importância dos ecossistemas para oferecer benefícios educacionais, estéticos e espirituais.
Serviços de suporte	São os processos naturais necessários para que os outros serviços existam, como os ciclos de nutrientes, a produção primária, a formação de solos, a polinização e a dispersão de sementes.

No âmbito da elaboração dos Planos Regionais de Ordenamento Florestal (MADRP, 2005), foi delineada uma visão para a floresta nacional, que se pretende que seja no futuro estável, gerida de forma profissional e de suporte da actividade económica, cujas funcionalidades associadas aos espaços florestais são: produção, silvopastorícia e cinegética, protecção do solo e da água, conservação de habitats, recreio.

Martínez de Anguita (2006) distingue bens ambientais de serviços ambientais. Para o mesmo autor são exemplos de bens ambientais a água, a madeira ou substâncias medicinais, produtos fornecidos pela natureza usados directamente por seres humanos, enquanto que os serviços ambientais não se transformam nem se gastam durante o processo de utilização por parte do consumidor, constituindo esta a principal característica que os distingue dos bens ambientais. Os serviços ambientais podem então ser definidos como funções do ecossistema que geram benefícios e bem-estar a indivíduos e comunidades (Huetting *et al.*, 1998).

De salientar que as funções relacionadas com valores sociais e culturais não comercializáveis são, na maior parte das vezes, ignoradas ou não consideradas como fundamentais no processo de tomada de decisão e não são reconhecidas com funções vitais (Naveh, 2002). Segundo Rosário & Rodrigues (2004) “a função social valoriza a qualidade dos bens e serviços, a segurança alimentar e a criação de emprego”.

Os bens e serviços ambientais podem ser divididos em três níveis (Figura 1), e são valorados pelo mercado actual a partir do valor expresso no mesmo, independentemente da sua posição no ecossistema. No entanto, estes três níveis podem interagir de forma independente ou em conjunto, através das funções dos ecossistemas, gerando um conjunto de bens e serviços ambientais, cujo valor real pode ser definido através da sua importância para a manutenção do ecossistema e, portanto, como suporte de vida numa determinada área, o que pouco ou nada tem a ver com o valor atribuído pelas leis de mercado (Martínez de Anguita, 2006).

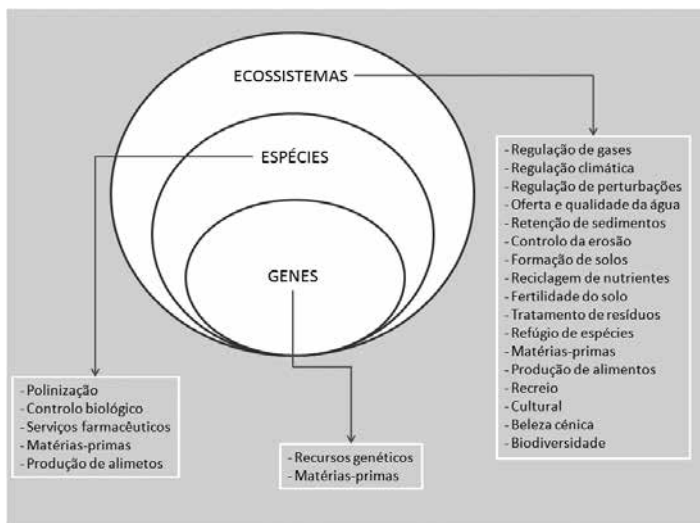


Figura 1. Níveis de bens e serviços ambientais (Martínez de Anguita, 2006)

Para Seehusen & Prem (2011) os serviços ambientais podem ainda ser enquadrados em três níveis de benefício: global (e.g. mitigação das mudanças climáticas), regional (e.g. protecção contra pesticidas agrícolas) ou local (e.g. protecção contra a erosão do solo).

As diferentes funções e o correspondente uso do solo, determinam, em cada momento e local, uma particular solução de uso do solo, intensidade, tipologia e grau de impacte da paisagem. Este impacte é determinado pela disponibilidade de recursos, funções disponíveis, intensidade de uso e tipologia.

## MULTIFUNCIONALIDADE E ORGANIZAÇÃO ESPACIAL DAS MULTI-FUNÇÕES

A multifuncionalidade consiste na integração de várias funções, numa determinada unidade espacial e/ou temporal, a uma escala estabelecida. Todas as paisagens são multifuncionais, mas o grau de multifuncionalidade pode ser muito variável, uma vez que nem todas as unidades espaciais têm capacidade ou vocação para assegurar todas as funções (Pinto-Correia *et al.*, 2006). Tradicionalmente, essas diferentes funções tendem a desenvolver-se em zonas separadas, numa lógica de segregação de funções (Blust & van Olmen, 2002).

Segundo Naveh & Lieberman (1994) o conceito de multifuncionalidade da paisagem abrange três domínios:

- Bioecológico, onde se concentram todos os processos físicos, químicos e biológicos que garantem a produtividade, diversidade e estabilidade;
- Sócio-económico, a que estão associados benefícios económicos directos;
- Sócio-ecológico e cultural, relacionado com a qualidade de vida, e as necessidades associadas.

Para Haines-Young & Potshin (2002) a multifuncionalidade remete para a necessidade de compreensão da interacção entre os sistemas biofísico e humano, fundamental para resolução dos conflitos e assegurar uma melhor gestão através da promoção do planeamento integrado e da heterogeneidade espacial.

Desta forma, o papel multifuncional do espaço rural pressupõe o tratamento equilibrado das várias dimensões da gestão sustentável do território (Figura 2), cuja estratégia deverá passar pela preservação dos recursos naturais e a paisagem no âmbito das actividades rurais, por tornar o espaço produtivo mais estável e resistente aos agentes bióticos e abióticos, por incentivar os sistemas agrícolas e florestais mais adequados às condições edafo-climáticas do território, e pela promoção da eco-eficiência.

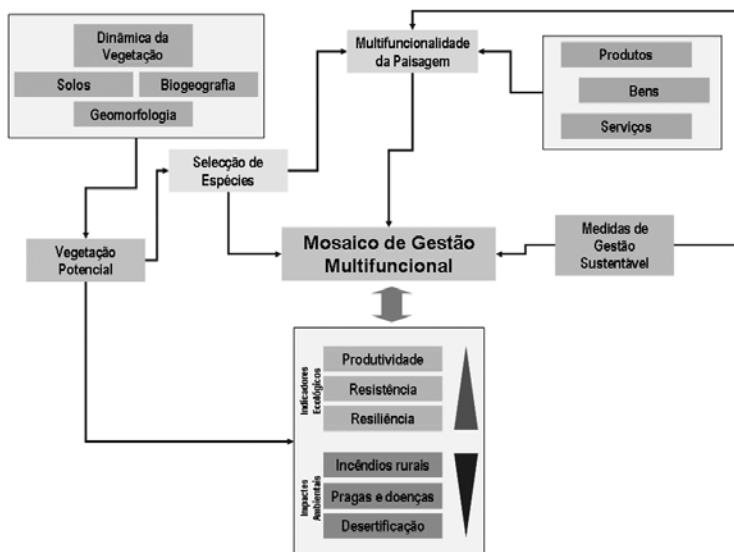


Figura 2. Mosaico de gestão multifuncional do território (Guiomar & Fernandes, 2007)

Para Brandt & Vejre (2004) o sucesso deste tipo de estratégia dependerá da capacidade tecnológica, da vontade social, e da interação entre os diferentes actores que usam e afectam a paisagem para adaptar as funções associadas aos diferentes usos do solo, às condições ecológicas do território local, e integrar e hierarquizar diferentes funções num mesmo espaço. Heilig (2002) salienta que uma das grandes dificuldades na modelação do uso do solo nas sociedades modernas consiste na comparação que é necessária fazer entre diferentes funções, sem que para isso exista um critério definido. Segundo o mesmo autor, uma abordagem à modelação funcional dos usos do solo poderá passar por:

- Identificação da função dominante da paisagem;
- Definição dos indicadores que caracterizam essa função;
- Especificação da interdependência entre diferentes funções;
- Concepção do modelo que traduz essas interdependências.

Assim, a determinação da hierarquia multifuncional deve passar pela análise individual da vocação de cada área para cada função (Guiomar *et al.*, 2007). Segundo Larsen (2005) este processo pode ser conseguido pela combinação espacial de unidades espaciais diferentes com funções diferentes, ou pela integração de funções diferentes na mesma unidade territorial.

Do ponto de vista espacial é possível definir três tipos de multifuncionalidade (Blust & van Olmen, 2002, Brandt & Vejre, 2004):

- A multifuncionalidade como uma combinação especial de unidades territoriais separadas com diferentes mono(funções);
- A multifuncionalidade como a presença de diferentes funções numa mesma unidade territorial, mas separadas no tempo;
- A multifuncionalidade como a integração de diferentes funcionalidades na mesma unidade de território e no mesmo espaço temporal;

O enquadramento horizontal e vertical das funções do território (económicas, ecológicas ou meramente funcionais), permite a modelação espacial das relações laterais entre as diferentes funções e restrições espaciais, e a determinação da sua influência na resolução dos problemas territoriais, e ainda diagnosticar potencialidades e fragilidades e integrar estratégias.

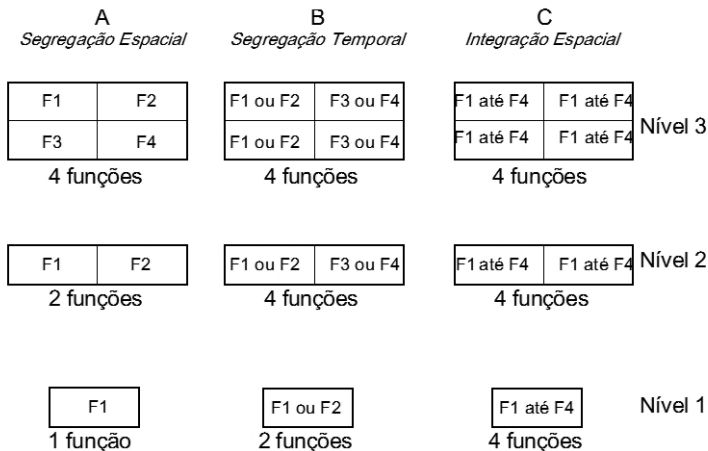


Figura 3. Tipos de multifuncionalidade definidos por Brandt & Vejre (2004)

Blust & van Olmen (2002) ainda distinguem dois tipos de multifuncionalidade, de acordo com a gestão do espaço. A multifuncionalidade espacial, na qual um conjunto de áreas com diferentes usos do solo, tem para cada área uma função e um gestor. A multifuncionalidade integrada pode ser traduzida na inclusão de diferentes funções numa determinada área, que pode ter uma sucessão de gestores ou manter sempre o mesmo, para que essas funções se dissolvam harmoniosamente umas nas outras de tal modo que não permita a sua diferenciação.

No entanto podemos considerar que existem diferentes funções que se podem encontrar no mesmo plano hierárquico numa determinada área. Por exemplo a actividade cinegética pode ser analisada, como uma actividade lúdica, mas extremamente lucrativa. Assim como a silvopastorícia pode ter simultaneamente uma função de produção e uma função de protecção, na medida que pode ser orientada para a gestão de combustíveis e assim ter papel fundamental na defesa da floresta contra incêndios, seja essa gestão em mosaico, cuja função de protecção é exercida sobre a área pastoreada, ou em faixas, cuja função é defender a área adjacente. Este último exemplo remete-nos para a existência de relações laterais entre as diferentes funções e restrições espaciais, e a necessidade de determinar a sua influência na resolução dos problemas territoriais, assim como de diagnosticar potencialidades e fragilidades e integrar estratégias.

A compreensão das relações espaciais entre as diferentes funcionalidades territoriais, através do estabelecimento de relações de vizinhança, de continuidade e de conectividade entre os elementos em análise, conjuntamente com a descrição geográfica e alfanumérica de cada objecto, permite a realização de análises espaciais para determinar o grau de funcionalidade de cada elemento da análise.

#### EXTERNALIDADES AMBIENTAIS

Para Santos (2011) o reconhecimento da existência de diversas barreiras e falhas de mercado que dificultam ou impedem a adopção de equipamentos e hábitos de consumo mais eficientes por parte dos consumidores, justificam a implementação de medidas de promoção da eficiência no consumo. Por outro lado, e segundo o mesmo autor, as barreiras e falhas de mercado que dificultam ou impedem a tomada de decisões eficientes por parte dos agentes económicos, suscitam a necessidade de desenvolver instrumentos complementares que contribuam para minimizar os referidos comportamentos ineficientes. Entre estas barreiras e falhas de mercado encontram-se as externalidades ambientais.

Diz-se que existe uma externalidade quando a decisão de consumo ou de produção por parte de um agente gera custos ou benefícios, que recaem sobre a sociedade e o ambiente não considerados na tomada de decisão, por uma via que não seja o preço e sem que haja lugar a qualquer forma de compensação (Costa, 1995; Layrargues, 1998; Santos *et al.*, 2001; Martínez de Anguita, 2006).

Segundo Martínez de Anguita (2006) a externalidade ou custo externo (Cext) deriva da actividade produtiva sobre agentes externos à mesma. Por outro lado o custo social (Cosc) define-se como o somatório dos custos internos (Cint), assumidos no processo de produção, e dos custos externos. Isto significa que o preço de mercado de um produto inclui os custos internos da empresa para a sua fabricação, mas não o que cada cidadão paga para minimizar os efeitos resultantes da sua elaboração (e.g. a descontaminação do rio onde a empresa despeja os seus resíduos).

$$C_{\text{soc}} = C_{\text{ext}} + C_{\text{int}}$$

Do mesmo modo o benefício social (Bsoc) pode ser definido como o benefício privado (Bpriv) ou da empresa, mais o que é gerado pelas externalidades (Bext).

$$B_{\text{soc}} = B_{\text{priv}} + B_{\text{ext}}$$

Segundo Santos *et al.* (2001) a existência de uma externalidade está, assim, relacionada com uma divergência entre os custos/benefícios privados e os correspondentes valores na perspectiva da sociedade. Estes efeitos podem ser classificados como ambientais e socioeconómicos, com carácter positivo ou negativo (Quadro 2).

Quadro 2. Exemplos de externalidades ambientais e sócio-económicas (Martínez de Anguita, 2006)

Externalidades	Ambientais	Sócioeconómicas
Negativas	- Efeito da contaminação na saúde	- Desmantelamento de instalações e empobrecimento geral de uma região - Movimentos populacionais por obras - Perda de empregos - Subida de impostos
	- Efeito da contaminação na produção agrícola, nos bosques, em explorações piscícolas ou em ecossistemas naturais	
	- Impacte dos efluentes em sistemas aquáticos	
	- Aquecimento global por emissão de CO2 ou de outros gases	
	- Acidentes com repercursões públicas	
	- Alteração de zonas de recreio e/ou cultura	
Positivas	<b>BENS AMBIENTAIS</b>	- Crescimento do emprego - Redução de subsídios - Aumento da procura de bens de consumo - Redução de movimentos migratórios internos - Segurança no fornecimento de energia
	- Água para uso doméstico ou sistemas agrários	
	- Produtos silvestres obtidos gratuitamente: madeira, plantas medicinais, sementes, alimentos, etc.	
	- Animais	
	<b>SERVIÇOS AMBIENTAIS</b>	
	- Captação hídrica	
	- Protecção do solo e fixação de nutrientes	
	- Controlo de inundações e protecção de bacias hidrográficas	
	- Retenção de sedimentos	
	- Fixação de carbono	
- Beleza cénica (paisagem)		

Para Costa (1995) na definição de externalidade está implícito que os agentes lesados pela acção de outro suportam o custo dessa acção (nas externalidades negativas), e que por outro lado os indivíduos que beneficiam outros com a sua acção não são recompensados pelo seu esforço (nas externalidades positivas). Ou seja, quando estamos na presença de externalidades os custos do indivíduo lesado estão sobreavaliados, enquanto os benefícios do agente que induz a externalidade estão subavaliados.

Desta forma, a quantificação das externalidades assume elevada relevância. Significa comparar preferências em função do poder de aquisição por parte dos agentes que as procuram, e que em determinadas circunstâncias de justiça ou de equidade, podem mostrar preferências sociais (Martínez de Anguita, 2006). Segundo o mesmo autor esta quantificação pode contribuir para:



- Justificar e alocar gastos públicos;
- Considerar valores públicos;
- Aumentar a participação pública;
- Comparar os benefícios sociais ou totais dos diferentes projectos e políticas públicas;
- Dar prioridade a projectos de conservação;
- Maximizar os benefícios ambientais em relação aos gastos públicos.

A intervenção do agente regulador na economia através da regulamentação ambiental visa, entre outros, a correcção da falha de mercado associada às externalidades que reduzem o bem-estar social (Silveira, 2002). A redução das externalidades negativas é um passo decisivo para a eficiência económica, e exige que os processos de produção internalizem as externalidades, tendo em conta o custo social total, e segundo um critério de equidade, pelo que os beneficiários do processo de produção devem suportar estes custos perante os prejudicados (Martínez de Anguita, 2006).

Para Costa (1995) a resolução das externalidades pode passar pela internalização do dano ou do benefício por parte dos agentes causadores da externalidade e ou pela intervenção do estado para eliminar a externalidade. A questão reside na identificação de um valor que se desdobre num preço equivalente ao efeito positivo ou negativo gerado, denominando-se este efeito por internalização das externalidades (Leonardi, 1997). As externalidades negativas podem compensar-se mediante a introdução de medidas correctoras no processo de produção, e as positivas podem ser compensadas economicamente pelos beneficiários aos produtores das mesmas (Martínez de Anguita, 2006).

Na Figura 4 o ponto ( $Q^*$ ,  $P^*$ ) representa o ponto óptimo social, pois há internalização das externalidades negativas, enquanto o ponto ( $Q_1$ ,  $P_1$ ) representa o ponto de equilíbrio quando o mercado não internaliza a externalidade, não correspondendo a um óptimo social, pois para a quantidade  $Q_1$ , os custos sociais são superiores aos benefícios (Costa, 1995).

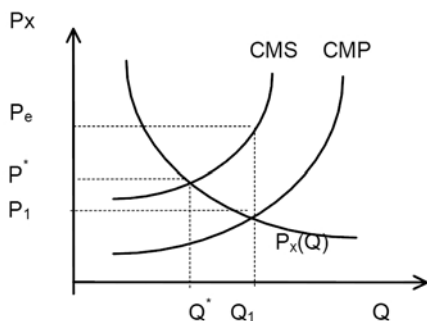


Figura 4. Externalidades negativas (Costa, 1995)

A diferença entre custos marginais dá a dimensão da externalidade: os custos marginais sociais (CMS) são superiores aos custos marginais privados (CMP) se a externalidade é negativa e inferiores se a externalidade é positiva<sup>1</sup>. (Pe - P1) corresponde ao dano provocado pela externalidade negativa (Costa, 1995).

Para as externalidades negativas a mesma lei pode considerar a utilização de impostos verdes que se destinem a compensar os agentes afectados ou restaurar os níveis ambientais. Isto tem a desvantagem de gerar directamente uma mudança, geralmente um aumento do preço, cujo novo ponto de equilíbrio de preços não é definido pela intersecção entre o custo interno e os benefícios privados, mas sim pela intersecção de uma procura que assume o custo social e de uma oferta que proporciona benefícios sociais. Infelizmente, este aumento de preços, associado ao facto de que as empresas estão sujeitas a diferentes regras dependendo do lugar onde estão localizadas, em vez de internalizarem esses custos e afectarem ao preço final dos produtos, procuram formas e locais de produção afim de evitar o pagamento dos custos sociais que geram (Martínez de Anguita, 2006).

Segundo o mesmo autor, no caso de externalidades positivas, a produção desses bens ambientais de usufruto gratuito não só não recebem uma retribuição económica, como em muitas ocasiões são punidas pelas tendências do mercado e políticas monetárias e fiscais, resultando numa redução das mesmas. Actualmente, esta lógica começa a dar sinais de retrocesso, na medida em que se reconhece que o agente que gera uma externalidade pode vendê-la. Assim, quando um quadro político que regula os direitos de propriedade dificultando ou não permitindo a apropriação das externalidades positivas, geram-se condições em que a sua venda é possível.

Segundo Costa (1995) a internalização da externalidade não é suficiente, na maioria das situações, socorrendo-se o estado de quatro tipos de instrumentos: aplicação de multas, concessão de subsídios, a imposição de regulamentações ou definição, através de um sistema legal, de direitos de propriedade. De acordo com a mesma autora, de entre estes, a aplicação de multas ou de impostos é a forma com menor custo de obter resultados aceitáveis, enquanto os subsídios e as regulamentações são considerados soluções de segunda linha, podendo no caso dos subsídios o efeito final ser contrário ao desejado. O sistema de transacção de quotas é ainda referido como solução para o problema considerado pela autora (emissão de poluentes), surtindo o seu efeito semelhante aos impostos, uma vez que, como os poluidores têm diferentes custos de redução da poluição é possível através do mercado trocar as quotas minimizando o custo total associado à redução da emissão de poluentes.

## GESTÃO SUSTENTÁVEL DE SERVIÇOS DE ECOSISTEMAS

### OS DIFERENTES VALORES DO TERRITÓRIO

Nas sociedades industriais o valor do solo não é, em primeira instância, determinado pelas intrínsecas características biofísicas. O valor depende essencialmente das funções relacionadas com o uso do solo. Em suma, os factores económicos, sociais e políticos são mais determinantes que as características bio-geofísicas (Heilig, 2002).

O conhecimento do valor do espaço irá seguramente conduzir a melhores opções de gestão do território, assim como, segundo Verde & Zêzere (2007), numa efectiva gestão de risco para redução dos prejuízos e optimização dos investimentos. Para os mesmos autores "não se protege adequadamente aquilo cujo valor se desconhece, e não se pode valorar o que não se conhece".

O valor económico total (VET) de um recurso ambiental pode decompor-se em duas componentes base: o valor de uso (VU) e o valor de não-uso (VNU) (Pearce & Turner, 1990; Pearce, 1990; Parker & Cranford, 2010; Seehusen & Prem, 2011). O VU representa o valor atribuído pelas pessoas da utilização actual dos recursos e serviços ambientais, enquanto o VNU expressa a utilidade que um indivíduo retira do recurso, independente do mesmo beneficiar ou não do seu uso.

Os valores de uso podem ainda subdividir-se valor de uso directo (VUD), de uso indirecto (VUI) e de opção (VO). A Estratégia Nacional para as Florestas (DGRF, 2007) estabelece uma área de gestão multifuncional que corresponde a zonas de produtividade potencial lenhosa baixa, preconizando-se, por essa razão, uma lógica de multifuncionalidade do espaço florestal, potenciando, em complementaridade e de acordo com a especificidade local:

- Os VUD como a madeira e os outros produtos não lenhosos, como a cortiça e os frutos secos, nomeadamente a produção de pinhão em povoamentos de pinheiro manso, de castanha, mas também de pastagem, de caça e de recreio;
- Os VUI, como a protecção dos solos e do regime hídrico.

Os VUD correspondem assim ao valor atribuído pelo indivíduo devido a utilização efectiva e actual dum bem ou serviço ambiental, ou seja, a utilização do recurso sob a forma de actividade produtiva ou consumo directo. Os VUI representam o valor produtivo, ou de consumo, relacionado com as funções dos ecossistemas, que beneficiam as pessoas directamente. Os VO expressam a disponibilidade da sociedade em pagar para conservar um determinado bem ou serviço do ecossistema, de forma a ser utilizado no futuro, mesmo que actualmente não os possa utilizar.

Pearce & Turner (1990) ainda acrescentam nos valores de uso (embora existam referências que o determinam como valor de não uso) o valor de quase-opção (VQO) que

traduz o máximo que um indivíduo está disposto a pagar, no presente, para assegurar a preservação do recurso até a um momento futuro em que se possa tomar uma decisão mais informada (quando uma opção de desenvolvimento tem consequências irreversíveis o VQO é positivo).

Os VNU são divididos em duas categorias, valor de existência (VL) e valor de legado (VE). O VL quantifica a disposição de um indivíduo para pagar pela preservação do ambiente para que no futuro os seus descendentes possam vir a usufruir do recurso, enquanto o VE consiste na valorização pelos indivíduos sobre um recurso mesmo que no presente não o utilizem, nem tampouco tenham qualquer expectativa acerca do seu uso potencial no futuro, verificando-se uma disposição para pagar pela sua preservação por ser reconhecida a existência de um valor intrínseco.

O Quadro 3 sistematiza os componentes do conceito de valor económico total.

Quadro 3. Teoria do valor económico total com exemplos associados aos diferentes valores adaptados a áreas florestais (adaptado de Pearce & Turner, 1990; Parker & Cranford, 2010; Seehusen & Prem, 2011)

Valor Económico Total				
Valores de Uso			Valores de não uso	
Directos	Indirectos	Opção	Legado	Existência
Madeira	Fixação de carbono	Biodiversidade	Habitats	Habitats
Pastagem	Controle contra	Preservação de	Valores culturais	Espécies em
Recreio	cheias	habitats	Espécies	extinção
Caça	Protecção do solo		ameaçadas	Biodiversidade
Plantas medicinais	Ciclo de nutrientes			
(...)	Regulação			
	microclimática			
	(...)			

Excluídos os bens com valores de uso directo, para a maior parte dos outros benefícios fornecidos pelos ecossistemas e pela biodiversidade não há mercados e, conseqüentemente, para eles não existe um preço (Seehusen & Prem, 2011). Por outro lado, devem-se encontrar indicadores que quantifiquem ou qualifiquem os valores ecológicos. Neste sentido Fernandes *et al.* (2002) aplicaram um conjunto de metodologias desenvolvidas por Fernandes (1999), globalmente designadas por Análise Integrada de Paisagem, que consistem na possibilidade de identificação precisa (ou pelo menos dentro dos limites do conhecimento pericial utilizado e do grau de precisão e actualidade dos dados geográficos disponíveis), do grau de perturbação associado a cada tipo de uso, da maior ou menor naturalidade da sua implantação ou fragmentação e estimar o seu valor relativo de acordo com diferentes combinações de critérios espelhando diferentes perspectivas ou objectivos de gestão.

Para avaliar a contribuição económica dos diversos serviços ambientais ao bem-estar humano, foram desenvolvidos métodos para avaliar economicamente estes serviços

(Quadro 4), baseados em modelos de comportamento humano, que consideram as preferências subjectivas individuais (Seehusen & Prem, 2011).

Quadro 4. Métodos de avaliação económica e exemplos de aplicação (TEEB, 2010; Seehusen & Prem, 2011)

		Método
Valor de mercado	Preço de mercado	
	Baseado nos custos	Custos evitados
		Custos de substituição
		Custos de mitigação/restauração
Preferências reveladas	Função de produção/renda	
	Custos de viagem	
	Preços hedónicos	
Valor simulado	Avaliação contingente	
	Modelação de escolha	
	Avaliação em grupo	

Ao mensurar os valores económicos dos serviços ambientais, possibilita-se a comparação destes com outros bens produzidos ou recursos financeiros, tornando mais claros os ganhos e as perdas que cada alternativa envolve (trade-offs) (TEEB, 2010; Seehusen & Prem, 2011).

O Quadro 5 representa o valor económico dos produtos florestais em Portugal Continental, considerando muitos dos valores atrás enunciados.

Quadro 5. Valor económico dos produtos florestais em Portugal Continental (2001) (Mendes *et al.*, 2004)

Produtos/Actividades	Valor (000 euros)
<b>Valores de uso directos</b>	
<b>PRODUTOS LENHOSOS</b>	<b>543,594</b>
Madeira	430,604
Combustíveis florestais	37,273
Crescimento líquido da madeira em pé	75,717
<b>PRODUTOS NÃO LENHOSOS</b>	<b>584,771</b>
Cortiça	390,726
Resina	3,089
Mel	7,619
Frutos	53,310
Cogumelos	16,250
Comércio de plantas seleccionadas	1,400
Produção animal	112,377
Crescimento líquido da capacidade de produção de produtos não lenhosos	Não estimado
<b>SERVIÇOS DE RECREIO E LAZER</b>	<b>37,883</b>
Caça	21,383
Outros serviços de recreio e lazer	16,500
<b>TOTAL:</b>	<b>1,166,248</b>

Valores de uso indirectos	
Armazenamento de Carbono	29,000
Protecção do solo agrícola	49,209
Protecção dos recursos hídricos	28,934
Conservação da natureza	56,695
<b>VALOR TOTAL DE USO INDIRECTO:</b>	<b>163,838</b>
Danos causados por incêndios	136,850
Custos na prevenção contra incêndios	17,350
Custos associados ao combate a incêndios	35,853
Perdas associadas a áreas ardidas	38,320
Custos de recuperação	45,327
Outras externalidades associadas à exploração florestal	Não estimados
<b>VALOR TOTAL ASSOCIADO ÀS EXTERNALIDADES NEGATIVAS:</b>	<b>136,850</b>
<b>VALOR ECONÓMICO TOTAL:</b>	<b>1,193,236</b>

## SISTEMA EQUITATIVO DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS

As actividades rurais, para além dos produtos transaccionáveis, produzem, ou contribuem para a produção de serviços não transaccionáveis que importa reconhecer, avaliar e, progressivamente, remunerar (Figura 5).

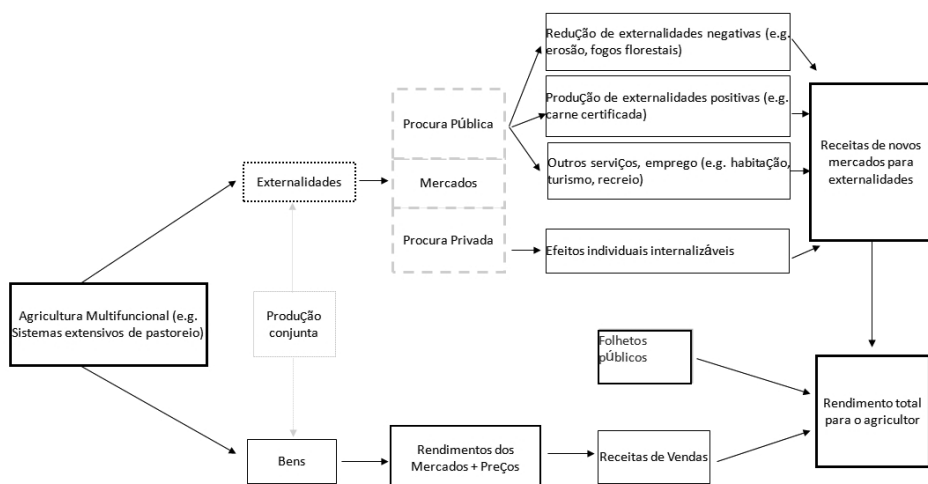


Figura 5. Possíveis fontes de remuneração das actividades agro-florestais (incluindo bens e serviços transaccionáveis e não transaccionáveis) (adaptado de Wiggering *et al.*, 2006)

Segundo Martínez de Anguita (2006) os sistemas de pagamentos por serviços ambientais (PSA) são um tipo de venda de externalidades positivas. De Hek *et al.* (2004) define um sistema PSA como um mecanismo flexível e adaptável a diferentes condições, que configura um pagamento directo ou compensação para a manutenção ou prestação de serviços ambientais aos fornecedores por parte de quem usufrui de tal serviço. De acordo com Wunder (2005) o PSA pode ser definido como “uma transacção voluntária, na qual um serviço ambiental bem definido, ou um uso do solo que possa assegurar esse serviço, é adquirido por, pelo menos, um comprador a, no mínimo, um fornecedor, sob a condição de que seja garantido o fornecimento do serviço”.

Segundo Martínez de Anguita (2006) um sistema de incentivos ambiental é uma ferramenta correctora que modifica o comportamento dos agentes externos. Ao contrário destes, um sistema PSA é definido como uma ferramenta directa, e não uma correcção do mercado, o que não significa que sejam incompatíveis com a criação de sistemas de incentivo para maior oferta de externalidades positivas.

O desenvolvimento de esquemas de PSA (e.g. Farley & Costanza, 2010; Stanton *et al.*, 2010), requer três etapas iniciais:

- Avaliação do espectro de serviços dos ecossistemas que fluem de uma dada área e dos seus beneficiários;
- Estimativa do valor económico fornecido a diferentes grupos de beneficiários;
- Desenvolvimento de enquadramento político com base em subsídios ou mercados que capturem este valor económico e recompensem os gestores do território pela conservação das fontes dos serviços ecossistémicos.

Há que identificar os fluxos de bens e serviços susceptíveis de serem retribuídos ou remunerados (Figura 6).

Stanton *et al.* (2010) definem ainda três condições essenciais para a existência de PSA:

- Os ecossistemas têm que ser considerados valiosos e indispensáveis;
- Os serviços dos ecossistemas devem reverter para os consumidores;
- Os serviços dos ecossistemas deverão ser predominantemente geridos pelos proprietários que os providenciam.

Considera-se que as condições necessárias a um sistema equitativo de PSA passará essencialmente por:

- Disponibilidade para pagar;
- Disponibilidade para vender;

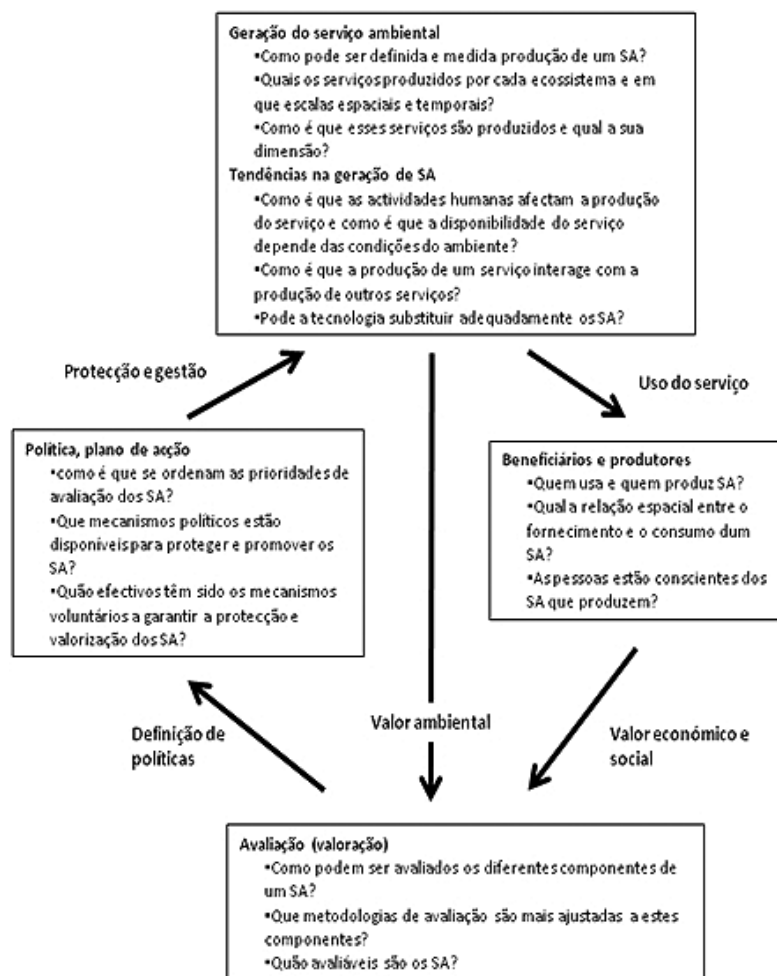


Figura 6. Fluxograma de identificação produção e remuneração de serviços ambientais (Brauman *et al.*, 2007)

- Direitos de propriedade bem definidos;
- Compreensão detalhada das características e interacções ambientais (relação entre o uso do solo, a criação do serviço ambiental e o benefício económico);
- Custos de transacção mínimos (existência de um quadro organizado de fornecedores e beneficiários de sistemas ambientais, assim como de mediadores institucionais);



- Mecanismos de salvaguarda do pagamento regular e ininterrupto dos serviços ambientais;
- Enquadramento legal adequado;
- Diálogo entre os diferentes interessados (compradores, vendedores, intermediários e facilitadores).

Há ainda que garantir uma clara identificação e organização dos interessados (não necessariamente fixa) que garanta uma coordenação das acções, uma garantia de abordagem integrada da totalidade do território em causa e um quadro legal e administrativo que garanta estabilidade e confiança a prazo. O esquema geral que representa a forma como estes pressupostos operam aparece representado na figura seguinte (Figura 7).

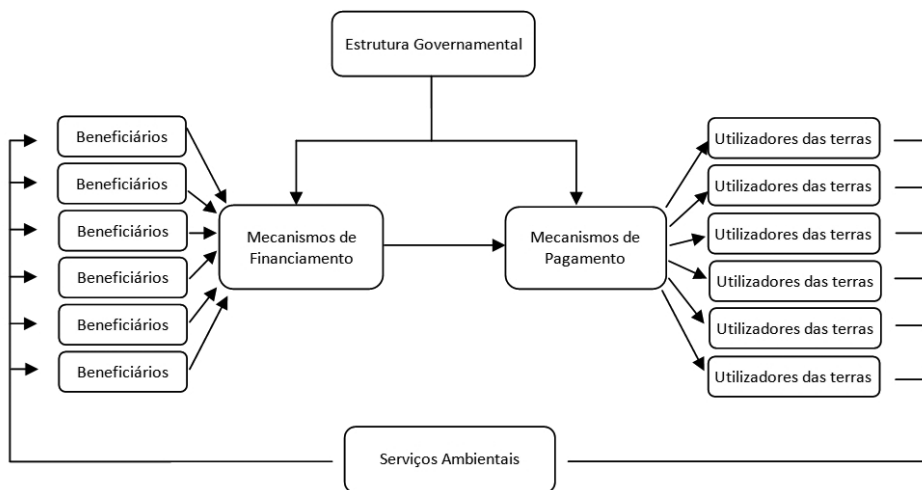


Figura 7. Estrutura dos mecanismos de pagamento por serviços ambientais (Mayrand & Paquin, 2004; Pagiola & Platais, 2005)

A Figura 8 evidencia que, caso haja procura para um recurso e a oferta capaz de a satisfazer de forma adequada, o mecanismo de PSA reside na coordenação dos fluxos financeiros a serem gerados, quer directamente através de pagamentos ou indirectamente, por meio de um Fundo de Serviços Ambientais<sup>2</sup> criado para o efeito de forma a gerir as transacções quando o sistema atinge um alto grau de complexidade (Martínez de Anguita, 2006). Para o mesmo autor nesta segunda possibilidade o PSA é

<sup>2</sup> A título de exemplo veja-se o modelo conceptual subjacente ao Fundo Florestal Permanente, que pode constituir um exemplo a seguir, sem deixar de se proceder a um processo analítico sobre as críticas já publicadas sobre o mesmo, que se centram na sua grande maioria sobre a aplicação das verbas, evitando assim a repetição e acumulação de erros.

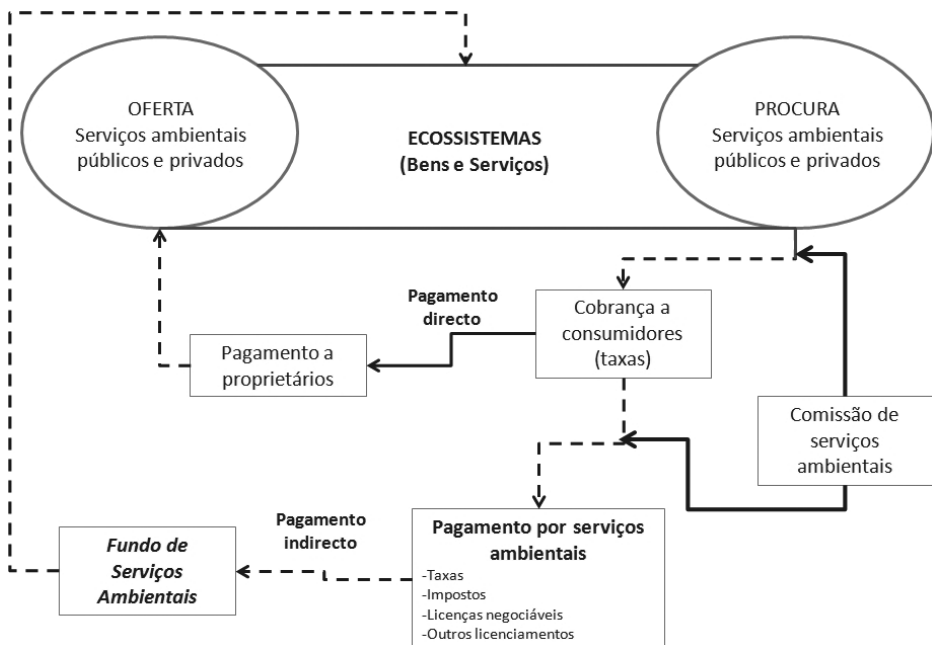


Figura 8. Esquema de pagamento por serviços ambientais (adaptado de Pérez *et al.*, 2000; Martínez de Anguita, 2006)

feito através de taxas, impostos, sistemas de licenciamento pelo órgão responsável pela gestão do Fundo, assegurando o cumprimento dos acordos, servidões ou contratos para o fornecimento de bens e serviços ambientais.

O montante a pagar deve corresponder ao grau de satisfação das necessidades dos utilizadores em troca de um preço de acordo com a utilização, e que por sua vez este preço seja suficiente para cobrir, pelo menos, os custos de produção e gestão do recurso de forma sustentável (Martínez de Anguita, 2006).

## OPÇÕES DE RESPOSTA

As opções de resposta são actuações que pretendem mitigar ou eliminar os efeitos negativos (ou potenciar os positivos) dos promotores de alterações no funcionamento dos ecossistemas e consequentemente assegurar um nível desejável no fornecimento dos serviços. São reconhecidas cinco categorias de medidas de gestão sustentável dos serviços dos ecossistemas (MEA, 2005; Pereira *et al.*, 2009):

- **Intervenção governamental:** inclui mecanismos cuja efectivação acontece por via da imposição legislativa e regulamentar, definidos a nível central ou regional, por via de incentivos e desincentivos económicos, e ainda por via de mecanismos que permitam que as preferências dos consumidores sejam expressas nos mercados. Entre as medidas legislativas destacam-se as várias Directivas da UE, como as Directivas Aves e Habitats, a Directiva Quadro da Água e a Directiva sobre Águas Subterrâneas. Uma análise integrada de opções de resposta é desenvolvida nos planos nacionais sectoriais, um exemplo claro é o do Plano Nacional da Água (PNA), que prevê um conjunto de medidas que focam a conservação e reabilitação dos ecossistemas aquáticos e a biodiversidade a eles associada com o objectivo da conservação ambiental e da manutenção da integridade das zonas hídricas. Estes planos de acção consagram estratégias que são, em alguns casos, vertidas em planos de acção regional e local e implementadas por via de regulamentação e legislação como é o caso dos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica;
- **Iniciativas privadas:** Dentro desta categoria é de referir a iniciativa europeia Business and Biodiversity (B&B), originalmente desenvolvida em Portugal, em 2007 pelo ICNB (Portuguese Presidency of the EU Council and European Commission, 2007a, 2007b; IUCN, 2008), com vista a travar o declínio da biodiversidade e que assenta no compromisso das empresas em incluir activamente a conservação da biodiversidade nas suas actividades. À medida que sejam criados mercados para outros serviços de ecossistema é expectável que este tipo de iniciativas ganhe maior fôlego. Por exemplo, a aquisição de áreas de floresta por parte de companhias de abastecimento de água no sentido da protecção de qualidade da água poderá vir a ser uma realidade, à semelhança do que já aconteceu noutros países (Vörösmarty *et al.*, 2005);
- **Iniciativas da sociedade civil:** Incluem em grande medida mudanças de atitude no comportamento dos consumidores. As acções de sensibilização, quer governamentais quer promovidas por ONG, têm contribuído para a consciencialização da sociedade para a necessidade de racionalizar a utilização dos recursos naturais e dos serviços dos ecossistemas. A adopção de hábitos de consumo sustentável (por exemplo, a racionalização de água) é uma opção de resposta à crescente degradação dos ecossistemas;
- **Respostas de conhecimento, tecnologia e investigação:** Inclui o desenvolvimento tecnológico e os projectos de investigação e demonstração conduzidos pelo Sistema Científico e Tecnológico Nacional de forma autónoma ou em parceria com empresas e outras instituições. São disso exemplo os projectos entre o Instituto da Água (INAG) e universidades para a determinação dos caudais ecológicos apropriados para várias barragens.

## MODELOS DE GOVERNANCE E GESTÃO SUSTENTÁVEL DE SERVIÇOS DE ECOSSISTEMAS

Segundo Van Dijk *et al.* (2011) as mais importantes e cruciais necessidades de investigação na temática da Governance e Gestão Sustentável dos serviços dos ecossistemas serão:

- Integração de indicadores de avaliação e monitorização de serviços dos ecossistemas em matrizes de análise de contexto sócio-ecológico (e.g. F&C Asset Management, 2004; United Nations Statistical Division, 2007; WBCSD *et al.*, 2011);
- Análise de mecanismos societais de resiliência que permitam aferir os níveis de biodiversidade (genética e específica) fundamentais para que as opções futuras de política e gestão sustentável permaneçam realizáveis (e.g. MEA, 2005, TEEB, 2010, Pereira *et al.*, 2009);
- Análise do conceito de serviços dos ecossistemas em contexto de políticas Europeias para a Justiça e Igualdade (e.g. Nunes *et al.*, 2011);
- Criação e gestão de instituições de nível global e com funcionalidades a várias escalas, com capacidade para tratarem de temas de natureza política e ética e de identificação de matérias emergentes e de interesse comum;
- Desenvolvimento de metodologias e referenciais de oportunidade para a monetarização dos benefícios ecossistémicos, bem como de mecanismos de análise de fluxo e de valoração comparativa, de forma a apoiar os processos de tomada de decisão (e.g. Pearce *et al.*, 2002; UNEP FI, 2008; WBCSD *et al.*, 2011);
- Análise de mecanismos comparativos que descodifiquem o que é considerado o valor intrínseco dos ecossistemas e biodiversidade e o valor funcional que as sociedades e os agentes de decisão política lhes atribuem (e.g. WBCSD *et al.*, 2006);
- Análise dos trade-offs e sinergias entre serviços dos ecossistemas em contexto de políticas multi-sectoriais e padrões de desenvolvimento sócio-económicos regionalmente diferenciados (e.g. Kaphengst *et al.*, 2011);
- Análise dos mecanismos de adaptação dos sistemas de Governance de forma a garantir que os custos e benefícios da gestão sustentável da biodiversidade e serviços dos ecossistemas seja partilhado, de forma espacial e temporal, ao nível das várias entidades governamentais, ministeriais e de apoio aos governos central e locais (e.g. Kettunen & ten Brink, 2006; Figueiroa & Pasten, 2009; Kettunen *et al.*, 2009; Kauffman *et al.*, 2011);
- Avaliação das relações de interdependência entre a biodiversidade e os serviços ecossistémicos que dela derivam, bem como da segregação entre serviços dos ecossistemas e benefícios capturados pelos stakeholders (Kaphengst *et al.*, 2011; Maes *et al.*, 2011).

Noutra análise complementar, concluída por Valavanidis & Vlachogianni (2011) existem 5 áreas cinzentas onde ainda há muito esforço de investigação, teorização e análise prática, nomeadamente:

- Fronteiras ecológicas: Regra geral caem dentro dos limites de áreas protegidas ou de regiões políticas e/ou administrativas com limites territoriais bem definidos, o que se pode tornar redutor em termos das dinâmicas da biodiversidade, por exemplo;
- Contexto hierárquico: Uma solução consensual passa pelo uso da perspectiva sistémica dos níveis hierárquicos da biodiversidade (genes, espécies, populações, ecossistemas, paisagens), contudo nem sempre a biodiversidade é o parâmetro que melhor define a dinâmica do ecossistema;
- Integridade ecológica: Baseia-se na premissa que é possível conservar a total funcionalidade e diversidade dos valores ecológicos presentes à escala da região, apesar de ser extremamente complicado calcular limiares de funcionalidade, complementaridade e auto-perpetuação dos ecossistemas ao nível local;
- Recolha de dados: Os limites temporais e espaciais, bem como os fenómenos de subamostragem ou enviesamento de amostragem serão determinantes para a aquisição e interpretação de dados fidedignos que reportem o real estado, tendência e valorização de um determinado serviço ecossistémico.
- Monitorização ecológica e ambiental: Os processos e metodologias de monitorização serão fundamentais para medir o grau de sucesso/insucesso das medidas de gestão aplicadas, bem como do cálculo do custo/efeito e eficiência/eficácia das mesmas. Um plano de gestão que não integre metodologias adequadas de monitorização ecológica e ambiental será insuficiente e possivelmente até contraproducente na conservação e valorização dos serviços dos ecossistemas.

## PRINCIPAIS CONSTRANGIMENTOS

É amplamente reconhecido que por vezes a implementação na prática dos instrumentos políticos da UE é lenta e inadequada, na maior parte dos casos devido à insuficiência de recursos financeiros disponíveis (e.g. Kettunen *et al.*, 2010; IEEP, 2010). De acordo com Tucker *et al.* (2010), a gestão sustentável dos ecossistemas, dos seus serviços e biodiversidade associada requer que todas as políticas sectoriais sejam devidamente harmonizadas de forma coerente, desta forma será possível manter e melhorar a qualidade dos ecossistemas e dos benefícios que daí advém para as populações. Infelizmente, a falta de harmonização e de coerência entre políticas sectoriais é reconhecido como o maior problema estrutural e ponto de falha crítica promotor da degradação continuada dos ecossistemas e serviços associados.

Por outro lado, na perspectiva do mercado, os parâmetros indicativos do valor ambiental não são observáveis, de tal modo que não existem indicadores de mercado que reflectam

os efeitos negativos do esgotamento e da degradação dos recursos naturais, o que conduz a um prejuízo para a utilização dos serviços ambientais das gerações presentes e futuras.

A micro-economia indica que a apropriação por parte dos actores locais, regionais ou internacionais dos serviços ambientais gerados pelos ecossistemas florestais não se traduz numa fonte substancial de rendimentos económicos para o dono ou gestor da floresta, o que desincentiva a oferta destes serviços e não permite que evoluam para níveis socialmente óptimos.

A estes problemas gerais, há que acrescentar que a legislação portuguesa apenas prevê a utilização de recursos e a sua consequente cobrança, mas não prevê nenhuma remuneração para as acções de protecção ou produção de recursos.

Por fim, a grande maioria dos serviços ambientais têm, em maior ou menor grau, a natureza de bens públicos, sendo caracterizados pelas suas propriedades de não exclusividade e de não rivalidade. A não exclusividade evidencia a impossibilidade (ou possibilidade proibitivamente dispendiosa) de exclusão de um utilizador pelo consumo de um determinado serviço ambiental (Seehusen & Prem, 2011). Sem a existência da possibilidade de exclusão, dificilmente se conseguem atribuir preços, e por sua vez, estes não actuam para racionar o uso ou gerar receitas para a conservação dos serviços, podendo resultar na sua degradação ou supressão (Seroa da Motta *et al.*, 1996). A não rivalidade de uso refere-se à ausência de competição no consumo de um bem ou serviço, ou seja, para os bens e serviços não rivais, o consumo de um bem ou serviço por um indivíduo não reduz o montante disponível para outro (Seehusen & Prem, 2011). Devido às características de não rivalidade e não exclusividade, os direitos de propriedades relativamente aos serviços dos ecossistemas não se encontram completamente definidos (Seroa da Motta *et al.*, 1996).

## **ABORDAGEM PRÁTICA AOS SERVIÇOS HIDROECOLÓGICOS**

Existem toda uma série de fluxos e processos que podem (e devem) ser objecto de gestão no sentido da qualificação dos recursos hídricos e da prevenção de riscos ambientais e económicos. Ao nível global, a saúde das bacias hidrográficas, independentemente da zona onde se localizem, encontra-se fortemente ameaçada pelas pressões económicas, crescimento populacional e alterações climáticas (Brauman *et al.*, 2007; Staton *et al.*, 2010; Kauffman *et al.*, 2011; Valavanidis & Viachogiann, 2011).

Embora a água seja um factor absolutamente limitante no caso da agricultura, florestas e desenvolvimento urbano, bem como das opções de desenvolvimento industrial, continuam a existir falhas graves na eficiência, eficácia e até ética da sua utilização. Ao nível europeu, as principais causas de degradação da qualidade da água nas bacias hidrográficas são a poluição difusa proveniente da agricultura e processos industriais, as alterações de perfil e funções em resultado das obras de engenharia hidráulica, quer para aproveitamento hidroeléctrico e captação de água para fornecimento às populações como para melhoramento das condições de navegabilidade e controlo de cheias. (Brils & Harris, 2009).

Por outro lado, no actual contexto de desvalorização dos rendimentos associados às actividades rurais na maior parte dos espaços anteriormente a elas dedicados, desvalorização que vem pondo progressivamente em risco esses espaços multifuncionais e, particularmente, as suas contribuições para as funções económicas e sociais dos restantes espaços de uso, com relevo para os espaços de produção, urbanização e de serviços, remete para a emergência da remuneração pelo conjunto de serviços efectivamente prestados.

Com efeito, a sua viabilidade depende das funções de produção e regulação que são garantidas pelos espaços hoje classificados como marginais e pelas actividades agrícolas e florestais de rentabilidade insuficiente, mas que garantem funções de produção e regulação dos sistemas hidrológicos (através, por exemplo, da infiltração ou da regularização do escoamento) ou de protecção contra os fenómenos erosivos e a perda de solo (Figura 9).

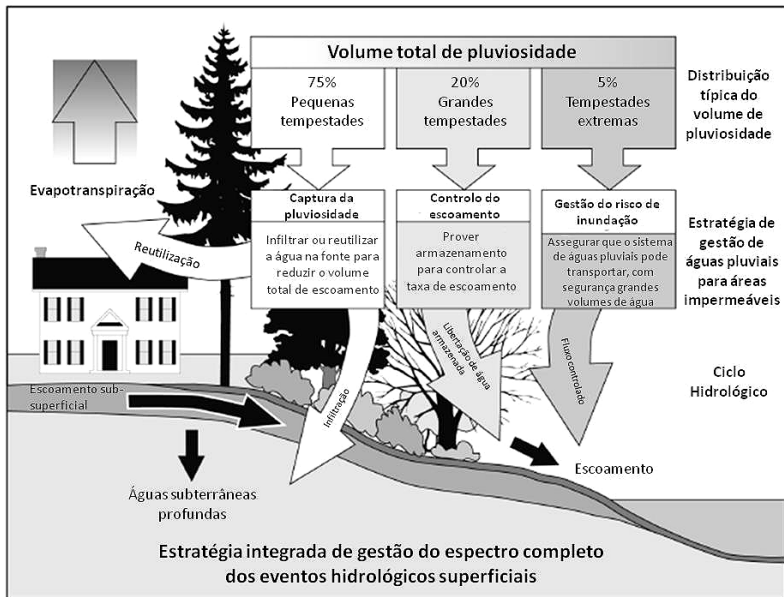


Figura 9. Estratégia integrada de gestão do espectro completo dos eventos hidrológicos superficiais (Melanson *et al.*, 2006)

De acordo com Brauman *et al.* (2007) os serviços hidrológicos dos ecossistemas (ou serviços hidroecológicos) inserem-se principalmente em 5 categorias amplas (Figura 10):

- A extracção de água para abastecimento é valorizada quer em termos do fornecimento municipal às populações como pelo uso agrícola, industrial, comercial e termoeléctrico;
- No que se refere ao aproveitamento in situ, a sua valorização é ao nível da geração de energia hidroeléctrica, transportes fluviais, actividades de recreio aquáticas, produção de peixe e outros organismos de água doce com aproveitamento comercial e formação de habitats e abrigo de biodiversidade;
- A mitigação de danos e catástrofes é na sua base um serviço ecossistémico de regulação que inclui de forma abrangente o controlo de cheias, sedimentação e formação de aluviões, reciclagem e disponibilização de nutrientes, tamponamento dos efeitos de salinização e controlo de erosão de margens;
- Os serviços culturais abrangem os valores religiosos e espirituais, os aspectos da estética e apreciação da paisagem e o turismo e actividades desportivas;



- A reciclagem e retroalimentação dos grandes ciclos de nutrientes é em parte realizada pelos serviços ecossistémicos de suporte, com base nas dinâmicas espaciais e temporais de média e longa duração de transformação biótica e físico-química dos elementos existentes no corpo de água.

Processo Eco-hidrológico (o que o ecossistema faz)	Atributo Hidrológico (efeito directo do ecossistema)	Serviço hidrológico (o que o beneficiário recebe)
Interações climáticas locais Uso de água pelas plantas	➡ Quantidade (armazenamento de águas superficiais e subterrâneas e escoamento)	}  <u>Abastecimento de água canalizada:</u> Águas municipais para a agricultura, comércio, indústria, para energia termoelétrica  <u>Abastecimento de água in situ:</u> Hidro-energia, recreio, transportes, actividade piscícola e outros produtos de água doce  <u>Atenuação de danos causados pela água:</u> Redução dos riscos de inundação, de salinização das terras áridas, de intrusão de água salgada, de sedimentação  <u>Espiritual e estética:</u> Provisão de valores religiosos, educacionais e turísticos  <u>Suporte:</u> Água e nutrientes para suporte vital de estuários e outros habitats, preservação de opções
Filtro ambiental Estabilização do solo Adição/Subtracção química e biológica	➡ Qualidade (agentes patogénicos, nutrientes, salinidade, sedimentos)	
Desenvolvimento de solo Alteração da superfície do solo Alteração das linhas de escoamento superficial	➡ Localização (superficial/subterrânea, rio acima/abaixo, dentro/fora do canal)	
Desenvolvimento das margens do rio		
Controlo da velocidade do escoamento Armazenamento de água a curto e longo prazo Sazonalidade do uso de água	➡ Tempo (picos e tenacidade do escoamento, velocidades)	

Figura 10. Relação entre os processos hidrológicos dos ecossistemas e os serviços hidrológicos. Cada serviço tem atributos de quantidade, qualidade, localização e temporização do fluxo. O abastecimento público de água, por exemplo, requer não só uma quantidade adequada de água, mas também que ela tenha uma qualidade aceitável no local e momento adequados. Cada atributo é afectado por um número variável de processos ecossistémicos (Brauman *et al.*, 2007)

Vejamos agora o domínio da linha de água concreta e procuremos identificar quais as funções que importa promover no quadro de um procedimento de reabilitação, identificando quais de entre elas podem ser classificados como serviços ambientais (Figura 11).

Esta reabilitação deverá potenciar, desta forma diferentes valores de uso (transaccionáveis ou não transaccionáveis) importando, nesse processo assegurar a avaliação desses valores em termos económicos (Quadro 6).

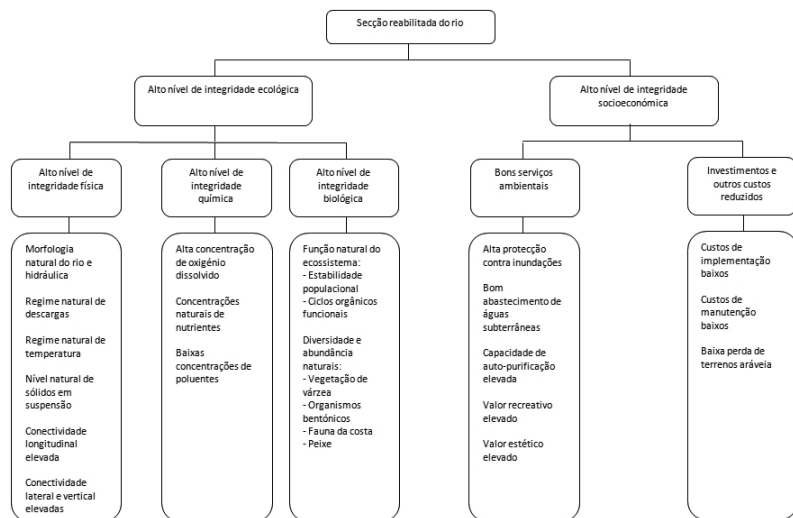


Figura 11. Hierarquia de objectivos de um projecto de reabilitação de um rio (Hostmann, 2005)

Quadro 6. Valores transaccionáveis e não transaccionáveis de ecossistemas fluviais naturais e métodos de avaliação correspondentes (Hostmann, 2005)

Valores	Valores de uso			Valores de não uso
	Directos	Indirectos	Opção	Existência
Valores	Recreio Pescaria Caça Turismo Abastecimento de água	Armazenamento e retenção de água proveniente do escoamento Recarga de águas subterrâneas Tratamento de águas	Uso potencial no futuro	Garantia de manutenção das funções ecológicas e de biodiversidade
Métodos de avaliação	Análises de mercado Preços hedónicos Método do custo de viagem Avaliação contingente	Custos dos danos Análises de mercado Preços hedónicos Avaliação contingente	Avaliação contingente	Avaliação contingente

## PERSPECTIVA DOS SERVIÇOS HIDROECOLÓGICOS À ESCALA EUROPEIA

Nos últimos 10 anos tem sido produzida uma quantidade assinalável de estudos que mencionam e analisam directamente as questões da gestão sustentável dos serviços dos ecossistemas e a sua inclusão em processos de tomada de decisão política e integração em instrumentos de planeamento e desenvolvimento regional (e.g. Earth Economics, 2006; Bugalho, 2009; Pereira *et al.*, 2009; Getzner, 2009; Edens & de Haan, 2010; EEA, 2010).

Recentemente, foi desenvolvida uma análise espacial do estado e tendência dos serviços dos ecossistemas na Europa ao nível NUTS III (Maes *et al.*, 2011). Abaixo, na transcrição das tabelas publicadas neste relatório, são analisados os múltiplos serviços dos ecossistemas, bem como os seus indicadores de fluxo e benefícios (bases fundamentais para a sua valoração económica e social) e correlação com a biodiversidade.

Quadro 7. Análise dos serviços ecossistémicos de provisionamento

Capacidade	Fluxo	Benefícios	Biodiversidade
<b>Madeira</b>			
Capacidade da floresta produzir madeira - Stock de madeira (ha, m <sup>3</sup> )	Aumento da quantidade de madeira - Produtividade média de matéria seca nas florestas (m <sup>3</sup> ano <sup>-1</sup> )	Produtos para construção e papel, combustíveis - Produção de rolos de madeira (m <sup>3</sup> ano <sup>-1</sup> )	- Conectividade florestal - Status de conservação florestal - Diversidade de espécies florestais
<b>Culturas arvenses</b>			
Potencial produtivo dos ecossistemas agrários - Área total das terras aráveis (ha) - Limites agrícolas para o solo (ha)	- Produção das culturas atingida (ton ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	- Produção das culturas atingida (ton ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	- Diversidade genética das culturas - Diversidade das culturas espontâneas
<b>Pastoreio</b>			
Potencial produção de gado - Área total de pastagens adequadas ao pastoreio - Densidade de herbívoros	- Produção total de gado em pastagens (ton ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	- Produção de gado de pastoreio (ton por NUTS2 ano <sup>-1</sup> )	- Diversidade genética de espécies pecuárias
<b>Provisão de água</b>			
Reservas renováveis de água doce - Área total de massas de água terrestres e zonas húmidas interiores (ha)	- Abastecimento total ao ano de água doce (m <sup>3</sup> ano <sup>-1</sup> ) por águas superficiais	- Consumo total de água doce ao ano por sector	

Quadro 8. Análise dos serviços ecossistémicos de regulação

Capacidade	Fluxo	Benefícios	Biodiversidade
<b>Regulação da qualidade da água</b>			
Potencial do ecossistema para armazenar água - Capacidade de infiltração no solo	- Quantidade total de água armazenada (m <sup>3</sup> ano <sup>-1</sup> ) - Número total de inundações mitigadas - Quantidade total de poluentes removidos anualmente (ton ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	Inundações totalmente controladas  Totalidade das populações protegidas	- Microrganismos aquáticos e espécies de plânctons - Plantas aquáticas
Capacidade do ecossistema reter e processar poluentes e excesso de nutrientes - Retenção de nitrogénio (%)	- Quantidade total de água depurada	Água com qualidade para beber, recreio e outros usos	

Regulação climática			
Capacidade do ecossistema para retenção de gases de efeito estufa - Retenção de carbono (ton)	- Fixação de carbono (gCm ano <sup>-1</sup> ) Fixação de carbono anual	- Compensações de carbono (m <sup>3</sup> CO <sub>2</sub> eq ano <sup>-1</sup> )	- Vegetação (diversidade de espécies florestais e pastagens)
Protecção de tempestades			
Capacidade do ecossistema para moderar o impacte das tempestades e impedir inundações - Área total de zonas húmidas costeiras (ha)	- Número total de intempéries impedidas	- Total de danos impedidos - Total de populações protegidas	
Regulação da qualidade do ar			
Capacidade do ecossistema para capturar e remover poluentes do ar - Velocidade de deposição dos poluentes do ar nas folhas (m ano <sup>-1</sup> ) - Índice de área foliar - Cargas críticas	- Quantidade total de poluentes removidos pela deposição nas folhas (ton ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	- Efeito na qualidade do ar - Contribuição para obtenção de ar puro	- Vegetação próxima de fontes de poluição
Controlo da erosão			
Potencial do ecossistema para preservar o solo e evitar a erosão - Área florestal em zonas vulneráveis	- Quantidade total de solo preservado (ton ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )		- Vegetação
Polinização			
Potencial do ecossistema para a polinização - Distância às culturas (km) - Dependência da cultura (%) - Abundância de polinizadores (ninhas por km <sup>2</sup> )	Maior rendimento das culturas atribuído à polinização - Dependência das culturas x Produção anual (ton ano <sup>-1</sup> )	Contribuição para a produção máxima das culturas	- Diversidade de espécies polinizadoras - Diversidade de habitats - Existência de elementos lineares
Regulação da qualidade do solo			
Capacidade para manter a actividade biológica do solo - Indicador da qualidade do solo - Carbono orgânico do solo (%)	Maior rendimento das culturas atribuído à qualidade do solo (ton ano <sup>-1</sup> )	Contribuição para a produção máxima das culturas	- Diversidade de solos - PH do solo

## Quadro 9. Análise dos serviços ecossistémicos culturais

Capacidade	Fluxo	Benefícios	Biodiversidade
Recreio			
Capacidade dos ecossistemas naturais para fornecerem actividades de recreio - Potencial de recreio x acessibilidades	- Número de visitantes		- Biodiversidade atractiva

**CAIXA 1**

A ANÁLISE APRESENTADA SEGUIDAMENTE FOI BASEADA NO RELATÓRIO TOWARDS AN ATLAS OF ECOSYSTEM SERVICES - A EUROPEAN ASSESSMENT OF THE PROVISION OF ECOSYSTEM SERVICES

(Maes *et al.*, 2011)

**PROVISIONAMENTO DE ÁGUA DOCE**

O provisionamento sustentável de água doce é representado pela massa total que emana dos ecossistemas e da precipitação atmosférica e é transferida entre os vários componentes da bacia hidrográfica, nomeadamente rios, lagos e zonas húmidas (MEA, 2005). Wriedt & Bouraoui (2009) desenvolveram um modelo da água doce disponível na Europa, com base numa metodologia simplificada que pondera a disponibilidade de água subterrânea e superficial com a proveniente da precipitação. A análise foi realizada ao nível das bacias e sub-bacias hidrográficas e deu origem à base de dados HydroEurope, desenvolvida na unidade RWER do Institute for Environmental Sustainability (IES). A capacidade de provisionamento de água doce dos ecossistemas bem como o fluxo anual de águas superficiais é apresentado ao nível da NUT III na Figura 12.

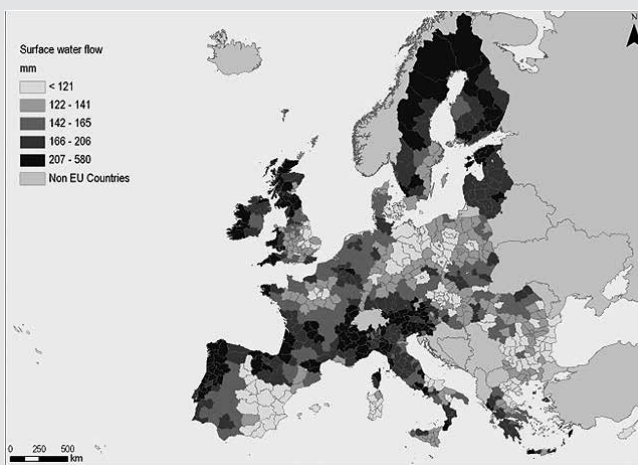


Figura 12. Serviços de provisionamento de água doce. A média anual é calculada de acordo com o fluxo de águas superficiais (Wriedt & Bouraoui *et al.*, 2009)

Quadro 10. Exemplo da análise de fluxo do serviço de provisionamento de água na bacia do rio Danúbio (Tucker *et al.*, 2010)

SERVIÇO			STAKEHOLDERS	
Onde é o serviço produzido?	Onde é o serviço apreciado?	Escala	Quem fornece / ajuda a manter o serviço?	Quem beneficia?
Áreas com vegetação em solos pouco desenvolvidos com baixo teor de nutrientes e ecossistemas saudáveis	Em toda a bacia e na sua adjacência	Bacia hidrográfica	Administradores de terras (produtores florestais, silvicultores, agricultores)	Todos os habitantes (para uso doméstico), agricultura e indústria

### SERVIÇOS HIDROECOLÓGICOS DE REGULAÇÃO

Os serviços de regulação referem-se à influência que os ecossistemas têm na magnitude e timing da escorrência superficial, mitigação de cheias e recarga de aquíferos essencialmente através da capacidade de retenção e infiltração. Este serviço está intensamente relacionado com o de provisionamento. A Figura 13 representa a capacidade de infiltração dos solos, por NUTS III.

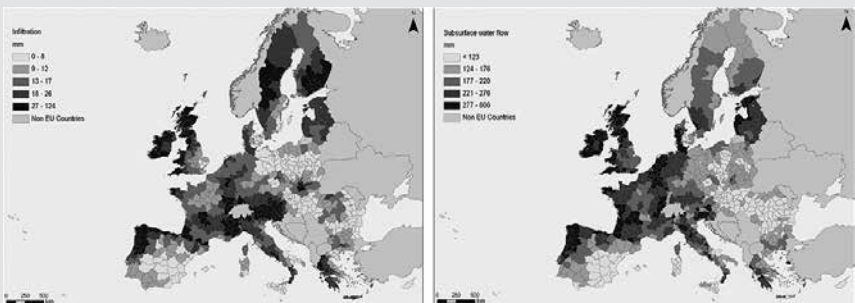


Figura 13. Serviços de regulação de água. Média da soma anual de água infiltrada no solo (esquerda) e média do fluxo de água no subsolo (direita)

Quadro 11. Exemplo da análise de fluxo do serviço de regulação de cheias na bacia do rio Danúbio (Tucker *et al.*, 2010)

SERVIÇO		STAKEHOLDERS		
Onde é o serviço produzido?	Onde é o serviço apreciado?	Escala	Quem fornece / ajuda a manter o serviço?	Quem beneficia?
Várzeas activas do rio e seus afluentes, e outras áreas inundadas (incluindo várzeas usadas para gerir o armazenamento de escoamento e outras áreas inundáveis)	A jusante das áreas de armazenamento do escoamento com localizações específicas (ex. cidades) que beneficiam de algumas áreas de armazenamento a montante	Bacia hidrográfica	Rio, autoridades de gestão e controlo de cheias, e proprietários	Alguns habitantes, proprietários que estão em zona de risco de cheia, dependendo das medidas de gestão de inundações a montante e da natureza de cada cheia

## SERVIÇOS DE DEPURAÇÃO E FILTRAÇÃO

Referem-se ao papel dos ecossistemas aquáticos na filtração e decomposição de poluentes e detritos bem como a assimilação de elementos orgânicos e minerais e degradação de elementos tóxicos e sua incorporação em vazas, sedimentos, areias e deposição no solo e subsolo. O parâmetro aqui analisado foi a capacidade dos rios e zonas húmidas em remover e redistribuir compostos azotados (Grizzetti *et al.*, 2007).

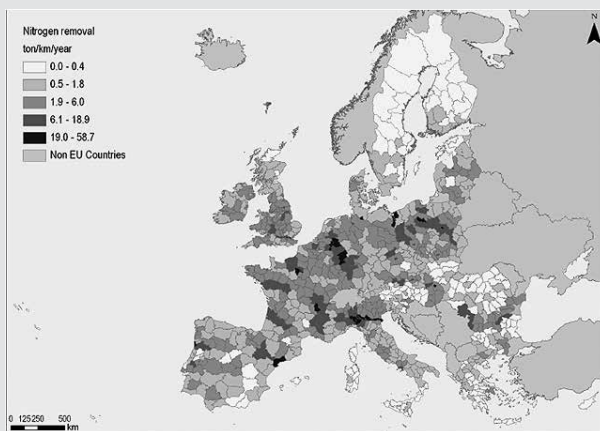


Figura 14. Retenção e remoção média anual de Azoto (N) pelos rios e ribeiras em EU27. (adaptado de Grizzetti *et al.*, 2008; Bouraoui *et al.*, 2009)

## GRUPO DE SERVIÇOS RELACIONADOS COM A SEGURANÇA DOS RECURSOS AQUÁTICOS

De forma a sumarizar e agregar informação relevante para a gestão sustentável de serviços hidroecológicos, é apresentado um agregado de mapas ao nível da NUTS UE27 que focam a questão fundamental da segurança dos recursos hídricos. No caso da segurança dos recursos hídricos, o agregado consiste na diversidade de serviços hidroecológicos fundamentais e inclui a provisão de água doce bem como os serviços de protecção contra cheias e depuração. A agregação de serviços pode ser utilizada em metodologias de valoração económica ou atribuição de valores monetários e respectiva cadeia de fluxo e de distribuição e repartição de benefícios, bem como de efeitos de sinergia e de atenuação entre serviços.

O conjunto de mapas indicados na Figura 15 incluem o conjunto de indicadores para analisar a capacidade de provisionamento, os fluxos de quantidade e a qualidade da água sujeita a regulação dos ecossistemas terrestres e aquáticos ao nível da UE27.

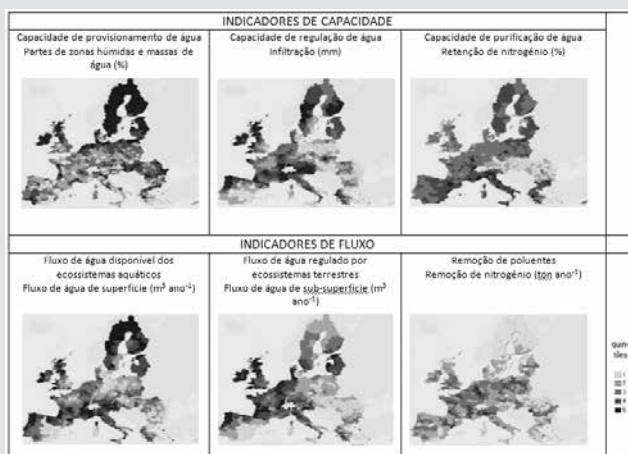


Figura 15. Agregação de indicadores de serviços hidroecológicos

## SERVIÇOS DE CONTROLO DE EROSIÃO

As variáveis a considerar nos serviços de controlo de erosão são essencialmente a ocupação e uso do solo, características biofísicas do terreno e clima (precipitação e vento). A cobertura do solo quando feita por vegetação natural, especialmente de porte florestal, tem um papel fundamental na conservação e formação de



solos e na prevenção e mitigação de eventos extremos como deslizamentos de terras ou enxurradas. Ao nível europeu, a erosão tem sido agravada e acelerada pela alteração do coberto vegetal e também pelas más práticas agrícolas e florestais que muitas vezes se baseiam em técnicas de intervenção sobre o solo que favorecem a sua degradação, exposição e mineralização. A perda da camada superficial, a mais produtiva, do solo resulta na inviabilização de milhares de hectares de solo com potencial agrícola, sendo que o seu restauro será muito moroso e com custos sociais, ambientais e económicos extremamente elevados.

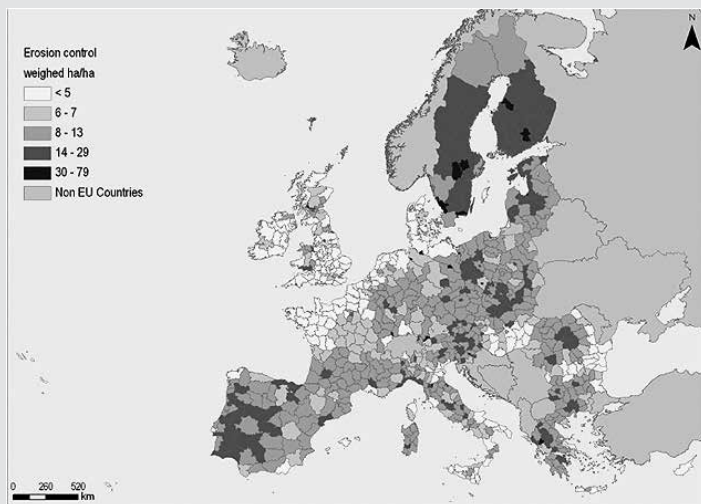


Figura 16. Comparação à escala da NUTS III de áreas florestais e de ecossistemas naturais sujeitos a erosão

## SERVIÇOS CULTURAIS E DE LAZER

Apesar de serem serviços não-materiais, acabam por ter uma ligação muito imediata e próxima com as populações, por estarem ligados a aspectos aspiracionais, de identidade, de bem-estar e da dimensão espiritual ou transcendental. Os serviços de lazer, tanto em termos de recreio como de desporto estão intrinsecamente ligados ao valor da paisagem, quer pelas albufeiras, matas e caminhos rurais como pelo atractivo da pesca e caça e da observação da vida silvestre ligada aos ecossistemas aquáticos. Na Figura 17 podemos observar quais as NUTS2 UE27 onde residentes e visitantes mais passam tempo de estadia/visitação bem como o Recreation Potential Index (RPI).

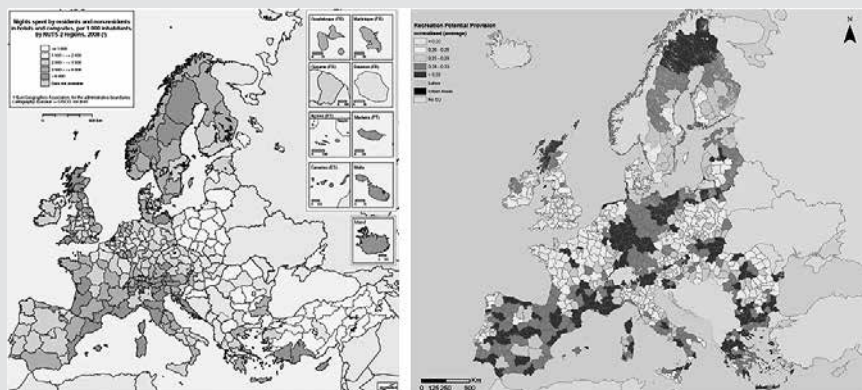


Figura 17. À esquerda representação de noites passadas por residentes e não-residentes na UE27 em hotéis e parques de campismo por cada mil habitantes (EUROSTAT, 2009). À direita a cartografia resultante da aplicação do Recreation Potential Index médio ao nível da NUTS III UE27

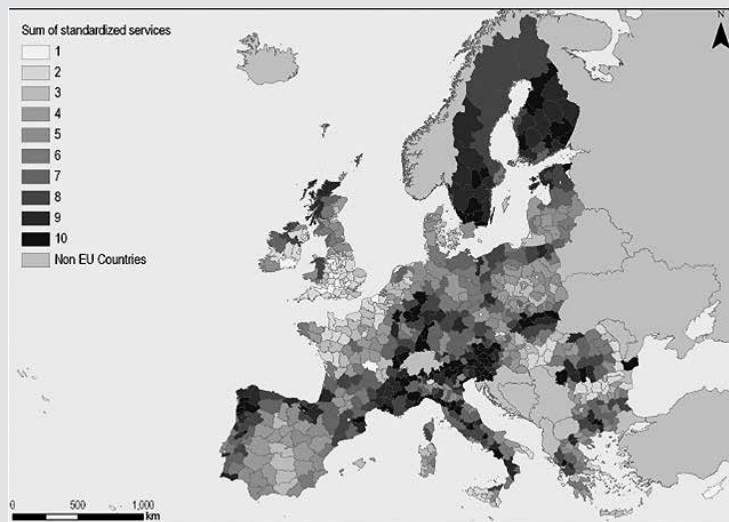


Figura 18. Valor total estandardizado de 13 dos serviços dos ecossistemas na Europa ao nível da NUTS2 analisados

## QUANTIFICAÇÃO DO VALOR DOS SERVIÇOS HIDROECOLÓGICOS

Na produção de água utilizam-se termos de contabilidade financeira como o de activo circulante que corresponde ao caudal de água que drena de forma natural de forma superficial ou subterrânea até às obras de captação ou de derivação que têm uma utilidade essencialmente económica e que exige, para a sua manutenção uma gestão silvícola adequada.

Por outro lado, considera-se activo fixo a água retida no subsolo. Os seus utilizadores principais são a agricultura, a aquacultura, a indústria, os serviços de abastecimento de água e as centrais hidroeléctricas.

Neste quadro, foram identificados cinco valores como base da análise da avaliação económica e ecológica dos serviços hidrográficos de uma bacia arborizada:

- O valor de captação determinado pela potencialidade hídrica da floresta para captar anualmente um determinado volume de água descontando a interceptação, a evapotranspiração, a recarga de aquíferos e o caudal mínimo ecológico.
- O valor de protecção que representa a capacidade da cobertura arbórea, herbácea e da manta morta de húmus, para:
  - Evitar a erosão do solo, controlar a velocidade do escoamento e o tempo de concentração impedir inundações de zonas urbanas, áreas agrícolas e outras zonas sensíveis;
  - Aumentar a vida útil das albufeiras. No caso do uso hidroeléctrico aplica-se o conceito de custo de substituição que implica a utilização, por exemplo, de combustíveis fósseis para produzir a mesma quantidade de gigawatts adicionado dos consequentes custos de contaminação.
- O valor da água produzida como factor de valor acrescentado à produção. Por exemplo quando os recursos hídricos captados são utilizados na agricultura melhoram substancialmente a produção. Por outro lado, tem-se a comparação com os custos de substituição da água como recurso hidroeléctrico por recursos alternativos (geotermia, combustíveis fósseis ou nuclear).
- O valor económico das linhas de água como meio depurador em função do seu regime, características e qualidade.
- Geração e/ou manutenção de outros serviços ambientais. A preservação e valorização do coberto florestal permite existência de habitats que favorecem a biodiversidade associada às linhas de água como peixes, micro e macro-invertebrados, aves migratórias que prestam um grande serviço no controle de pragas, além da captura de carbono, melhoria da paisagem, recreio, ecoturismo, produção de oxigénio, etc.

Em resumo, um programa de remuneração de serviços hidrológicos assume que a água é um recurso com valor económico já que contribui para a geração de bens e serviços que satisfazem as necessidades de distintos utilizadores, pelo que eles devem corresponder com a disponibilidade para pagar esses bens e serviços.

Neste quadro, dum ponto de vista económico o serviço hidrológico de uma floresta em termos do valor da água nela captada e produzida pode, em muitos casos ser superior ao valor da madeira nelas produzida.

Contudo, as florestas não podem ser consideradas como produtoras de um único bem ou serviço mas, pelo contrário, devem ser garantidas múltiplas opções que se reflectam não só no desenvolvimento económico como também na manutenção e valorização dos ecossistemas.

É portanto essencial que a avaliação do serviço ecológico se faça em termos monetários a fim de garantir a auto-suficiência financeira da gestão florestal de uma bacia hidrográfica, ao garantir que os produtores e proprietários recebam compensações económicas pela reconversão produtiva, melhoria de infra-estruturas e outras acções de valorização da floresta e do conjunto da bacia hidrográfica.

O relatório apresentado por Kauffman *et al.* (2011) examina o valor económico total (TEV) de uma zona estuarina sob três vias complementares (Quadro 12 e Figura 19):

- Valor económico directamente relacionado com resultados das actividades económicas: são contabilizados os valores resultantes de actividades económicas baseadas em recreio e turismo, abastecimento de água potável, caça, pesca, produção florestal e agrícola e conservação da biodiversidade;
- Valor económico dos bens e serviços dos ecossistemas: do estuário propriamente dito em particular das zonas húmidas, bosques e florestas, zonas agrícolas e cursos de água;
- Emprego gerado e/ou relacionado com os recursos aquáticos e habitats do estuário: contabilizados apenas os empregos gerados de forma directa e indirecta, mas sem incluir os postos de trabalho que dependem de empresas e indústrias que utilizam água proveniente do estuário nos seus processos produtivos.

Quadro 12. Valor Económico Total anual do estuário do Delaware (Kauffman *et al.*, 2011)

Valor Económico Total Anual do Estuário do Delaware	\$ Milhões
Valores de Mercado	> \$8 Bilhões
<b>Qualidade da água</b>	
Tratamento de água pelas florestas (\$62/ milhões de galões por dia)	17
Tratamento de águas residuais (\$4,00 / milhares de galões)	1,490
Aumento do valor da propriedade (+ 8% mais de 20 anos)	13
<b>Abastecimento de água</b>	
Abastecimento de água para consumo (\$4,78 / milhares de galões)	1,333
Abastecimento de água para rega (\$300 / acre-pé)	30
Abastecimento de água para energia termoelétrica (\$44 / acre-pé)	298
Abastecimento de água para a indústria (\$200 / acre-pé)	140
<b>Peixe / Produtos silvestres</b>	
Comércio de peixe (\$0,60 / lb)	34
Pesca (11-18 viagem/pescador, \$17-\$53/viagem)	334
Caça (16 viagem/caçador, \$16-\$50/viagem)	171
Vida Selvagem / Observação de aves (8-13 viagem/ano, \$15-\$27/viagem)	306
<b>Agricultura</b>	
Colheitas, aves domésticas, pecuária (\$2,300/acre)	2,522
<b>Transportes marítimos</b>	
Navegação (\$15 / acre-pé)	221
Actividades portuárias	2,400
Valores não cotados no mercado	> \$2 Bilhões
<b>Recreio (Barcos, Pesca, Natação)</b>	
Natação (\$19,40/viagem)	9
Barcos (\$30/viagem)	47
Pesca (\$62,79/viagem)	52
Vida Selvagem / Observação de aves (\$77,33/viagem)	104
<b>Qualidade da água</b>	
Disposição para pagar por água limpa (\$38 não-utilizador, \$121/utilizador)	660
<b>Florestas</b>	
Armazenamento de carbono (\$827/acre)	981
Sequestro de carbono (\$29/acre)	34
Remoção da poluição do ar (\$266/acre)	316
Construção de poupanças de energia (\$56/acre)	66
Emissões de carbono evitadas (\$3/acre)	4
<b>Parques públicos</b>	
Benefícios para a saúde (\$9,734/acre)	1,057
Coesão comunitária (\$2,383/acre)	259
Benefício de águas pluviais (\$921/acre)	100
Controlo da poluição do ar (\$88/acre)	9

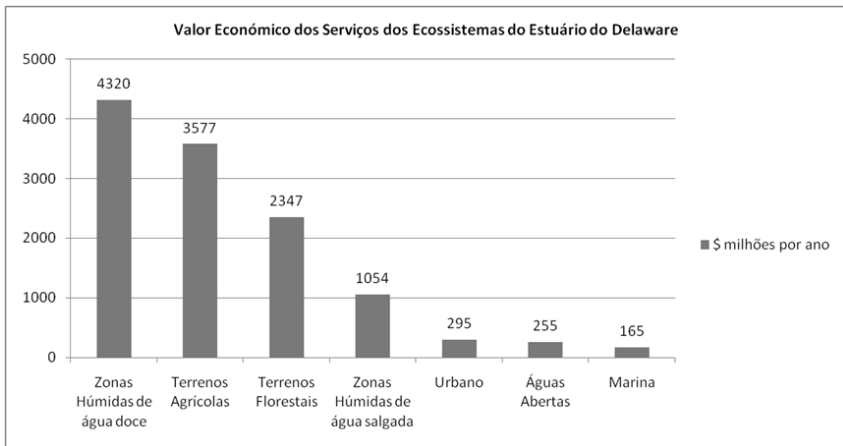


Figura 19. Valor Económico dos Serviços dos Ecossistemas do estuário do Delaware (Kauffman *et al.*, 2011)

Outro exemplo a explorar é a iniciativa TEEB (TEEB, 2010), que pretendeu de um modo simplificado “promover o melhor entendimento acerca do valor económico real dos serviços dos ecossistemas e providenciar ferramentas económicas que tenham em devida conta este valor”. Deste melhor entendimento deriva a criação de fontes de financiamento alternativas para a protecção e conservação da biodiversidade e dos ecossistemas. Muitas das directrizes que foram criadas durante os 3 anos do estudo TEEB foram profundamente integradas nas resoluções de Nagoya e na revisão da Estratégia Europeia para a Biodiversidade 2011-2020, tais como a identificação de “subsídios perversos” e a criação de mecanismos de mercado que capturem adequadamente e valorizem o capital natural. Um exemplo relevante para a gestão de bacias hidrográficas citado neste estudo é o de desenvolvimento de mecanismos de por parte de uma empresa de águas minerais, aos agricultores e proprietários que operem dentro dos limites da bacia de captação de água para que estes adoptem medidas e práticas mais sustentáveis que diminuam a contaminação das águas com nitratos.

## GESTÃO ADAPTATIVA DE SERVIÇOS DOS ECOSISTEMAS NO CONTEXTO DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS

A gestão adaptativa é um processo baseado na aprendizagem progressiva com base em experimentação e incorporação de resultados de forma flexível e com margem de adaptação à incerteza (Brauman *et al.*, 2007). Alguns dos aspectos fundamentais para a gestão adaptativa são:

- Cooperação entre as partes envolvidas: No caso das bacias hidrográficas inseridas em áreas protegidas e não protegidas ou diferentes regiões administrativas é

fundamental encontrar protocolos funcionais de partilha de responsabilidades e coordenação de acções entre as forças e agentes da lei no terreno, bem como definir a articulação política e hierárquica dos planos de ordenamento e gestão do território, sempre que se verifique a sua sobreposição. A indefinição no modelo de cooperação entre as partes pode levar à inconsistência ou até incumprimento das medidas de gestão fundamentais para manter e otimizar o funcionamento dos serviços ecossistémicos hidrológicos (e.g. Turner *et al.*, 2000; Posthumus *et al.*, 2007; RUBICODE, 2009; Brils & Harris, 2009; Valavanidis & Vlachogianni, 2011);

- Actividades humanas na bacia hidrográfica: É necessário agir de forma a integrar as actividades humanas no contexto do funcionamento dos ecossistemas em vez de insistir na sua segregação artificial. No contexto Europeu este aspecto é particularmente relevante, dada a existência de múltiplas situações ao nível da gestão das bacias hidrográficas onde a intervenção humana é benéfica para a biodiversidade ou potencia os serviços de regulação e de provisionamento (Tucker *et al.* 2010; EEA, 2010);
- Integração dos valores sociais e culturais: Fora do contexto mais purista da investigação científica, a integração de valores de referência ou identitários das populações humanas residentes ou utilizadoras da bacia hidrográfica é crucial para a sua gestão sustentável. A internalização dos objectivos de protecção e valorização dos serviços ecossistémicos hidrológicos nos objectivos de médio e longo prazo de política e governance local e regional é fundamental para a sua boa execução (e.g. Barbier *et al.*, 1997; Turner *et al.*, 2000).

Para tal a integração dos proprietários e respectivas associações numa estrutura de serviços hidrológicos e ambientais permitirá numa primeira instância:

- Quantificar a oferta em termos do volume de água (metros cúbicos de água produzida e potencialmente aproveitável por cada hectare de floresta adequadamente gerida e preservada). A oferta é determinada pela quantidade de água que chove em cada bacia, descontando a intercepção, a evaporação e a transpiração da vegetação, assim como o caudal ecológico, pelo que a oferta total socioeconómica é só uma fracção do volume total precipitado que corresponde à água disponível para as actividades produtivas da sociedade.
- Determinar a procura em função dos utilizadores da água produzida especificamente durante as épocas críticas em que a distribuição se realiza através de sistemas de administração e operação hidráulica. Os princípios consumidores podem ser os centros urbanos para uso doméstico, industrial, recreativo, aquícola, hidroeléctrico ou a irrigação agrícola.
- Estabelecer o quadro jurídico e uma estrutura tarifária para a administração dos fundos cobrados de modo a investi-los na gestão das matas através dos seus

proprietários associados como produtores de Serviços Ambientais. A ideia é estabelecer uma estrutura equitativa de cobrança dos serviços de produção de água para uso doméstico, agrícola e industrial, protecção contra inundações, aumento da vida útil das albufeiras de barragens e manutenção da biodiversidade associada aos ecossistemas aquáticos dulce-aquícolas e salobros de pesca costeira, internalizando os custos dessa manutenção através de variáveis ambientais.

Este é um bom exemplo de gestão integrada ao nível da Bacia Hidrográfica (BH), utilizando, por exemplo, as Zonas de Intervenção Florestal (ZIF) como instrumentos de gestão. Mecanismos equivalentes poderiam ser desenvolvidos ao nível das Associações de Utilizadores do Domínio Hídrico para o quadro mais restrito e complexo das linhas de água e das suas bacias.

Interessa agora identificar e quantificar as mais-valias de uma adequada gestão, determinar o modo como podem ser geradas ou comprometidas e desenvolver mecanismos de integração, remuneração e responsabilização (até já está no Código Civil). Importante é garantir o carácter autónomo e desburocratizado, de modo a possibilitar a percepção das mais-valias e a garantir o envolvimento activo e consciente.

#### ATRIBUIÇÃO DE PRIORIDADES AOS RISCOS E AMEAÇAS AO FUNCIONAMENTO DOS SERVIÇOS DOS ECOSISTEMAS NA GESTÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

##### EFEITOS DE ESCALA: TEMPORAL, ESPACIAL E SOCIAL

A escala à qual é feita a avaliação dos serviços dos ecossistemas é determinante para definir quais as problemáticas a abordar, bem como as metodologias de aquisição e tratamento dos dados (e.g. Levin, 1992; MEA, 2005; Constanza *et al.*, 2007; Michalak & Lerner, 2007; Paterson *et al.*, 2008; Zurlini *et al.*, 2010). A análise multi-escala deve ser desenhada de forma a capturar dinâmicas espaciais e temporais, bem como mecanismos de fluxo e trade-offs entre serviços/territórios. Assim sendo, no que se refere à gestão de bacias hidrográficas, deverão ser considerados alguns aspectos limitantes referentes à problemática da escala:

- Espaço: É fácil de observar que quando se desce à escala local nem sempre a situação no terreno equivale à simulação de um dado serviço à escala regional, havendo aqui claramente um problema de blending de dados, como é o caso do recurso a cartografia à escala da NUTS2. Por outro lado, os actores locais tendem a negligenciar os resultados dos estudos de escala regional ou global, uma vez que sentem que não podem influenciar a gestão desses mesmos serviços, como sucede no caso da adaptação às alterações climáticas.
- Tempo: O uso insustentável de alguns serviços no tempo presente condicionará a sua existência em tempos vindouros. No caso de algumas pressões e ameaças podem ser calculadas medidas de contingência para a sua mitigação ou amenização,



como é o caso das boas práticas florestas de baixa a nula mobilização do solo para instalação de novos povoamentos, de forma a diminuir de imediato a entrada de sedimentos nas bacias na sequência das chuvas. Noutros casos, as acções imediatas não melhoram significativamente o output durante vários anos, como é o caso das acções de restauro de habitats sensíveis, em que só em estados de sucessão mais avançados é que se dá a recuperação de espécies de fauna dadas como localmente desaparecidas ou criticamente ameaçadas.

- Trade-offs: Não é possível, ou concebível, ter todos os serviços ecossistémicos a funcionar no máximo das suas capacidades, tem que haver compensações e fluxos de energia entre vários parâmetros. Dois exemplos paradigmáticos são o do fornecimento de energia versus conservação de habitats sensíveis ou protecção de cheias vs fertilização de bacias de inundação.

## METODOLOGIAS DE MITIGAÇÃO DE AMEAÇAS E PRESSÕES SOBRE OS SERVIÇOS HIDROECOLÓGICOS

Uma das metodologias utilizáveis para fazer gestão de risco em bacias hidrográficas encontra-se bem descrita por Brils & Harris (2009) e que parte dos seguintes pressupostos:

- Tecnicamente fazível;
- Relação custo-benefício;
- Bom suporte político e social;
- Capaz de mostrar efectivamente processos de acção-consequência.

As medidas a adoptar podem ser 'suaves' (soft) ou 'duras' (hard), variando entre as medidas de educação e sensibilização até às mandatárias e punitivas (Figura 20).

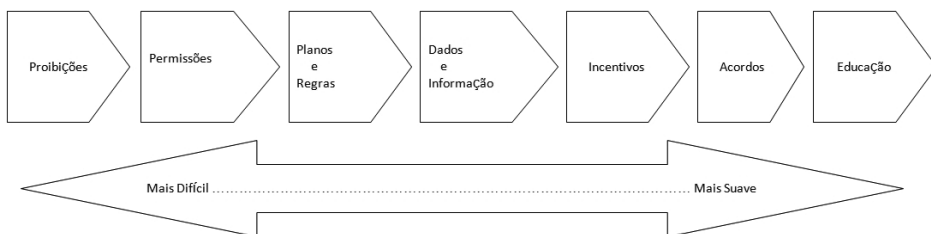


Figura 20. Espectro de medidas de mitigação de pressões e ameaças sobre os ecossistemas (Crilly, 2007)

## **OBJECTIVOS ESTRATÉGICOS FUTUROS PARA A PRESERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E PROMOÇÃO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS COM IMPLICAÇÕES DIRECTAS NA GESTÃO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS**

### O PROTOCOLO DE NAGOYA E O NOVO PLANO ESTRATÉGICO PARA 2020

Na 10ª Conferência das Partes (COP-10) foram adoptadas 47 decisões, incluindo matérias novas e complexas como a geo-engenharia e biologia sintética. As decisões tomadas nesta reunião estão incorporadas na estratégia da Biodiversidade da União Europeia para o pós-2010 e terão por essa via implicações directas sobre a política nacional para a biodiversidade, nomeadamente influenciando a elaboração de uma renovada Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e da Biodiversidade.

Na COP-10 foram tomadas decisões com implicações particularmente relevantes para a gestão de bacias hidrográficas em Portugal no período 2011-2020. Com base no relatório nacional (ICNB, 2011) e nos relatórios efectuados no âmbito do Projecto “Nascentes para a Vida” e tendo em consideração toda a bacia drenante da Albufeira de Castelo de Bode salientam-se os seguintes pontos que terão implicações directa nos processos de planeamento e gestão futura da bacia, uma vez que:

- A Estratégia Nacional para a Conservação da Natureza e Biodiversidade (ENCNB) deverá ser usada como instrumento eficaz de integração dos objectivos para a biodiversidade nas políticas estratégicas nacionais de desenvolvimento, nas contas públicas, processos de ordenamento e sectores da economia;
- A sua implementação deverá ser monitorizada, fazendo uso dos indicadores a desenvolver para o Plano Estratégico;
- Os processos de valoração da biodiversidade deverão ser preparados tendente à sua incorporação na contabilidade pública, estratégias de desenvolvimento e processos de planeamento

Com os seguintes objectivos gerais<sup>3</sup>:

- Eliminar, reformar e transformar incentivos prejudiciais à biodiversidade;
- Implementar planos para produção e consumo sustentáveis;
- Reduzir a taxa de perda de habitats naturais para próximo do zero e reduzir significativamente a degradação e fragmentação;
- Gerir os mananciais de peixe e invertebrados, e plantas aquáticas, de forma sustentável, aplicando a abordagem ecossistémica, implementando medidas e planos de recuperação para todas as espécies esgotadas, e evitando impactos adversos significativos da pesca sobre espécies ameaçada e habitats vulneráveis;

<sup>3</sup> Salientam-se apenas os objectivos que podem ter implicação directa na gestão da bacia em causa, ou em que os stakeholders possam ter papel fundamental, no sentido de cumprir uma a decisão que se centra no desenvolvimento, adopção e implementação de uma ENCNB efectiva, participada e actualizada.

- Gerir áreas agrícolas, silvícolas e aquícolas de forma sustentável;
- Reduzir a poluição, incluindo o excesso de nutrientes, para níveis aceitáveis;
- Identificar e priorizar espécies invasoras, controlar ou erradicar as mais nocivas, e gerir vias de invasão de modo a prevenir a introdução e o estabelecimento;
- Minimizar pressões sobre ecossistemas vulneráveis afectados pelas alterações climáticas de modo a manter a sua integridade e funcionamento;
- Prevenir a extinção das espécies ameaçadas e melhorar o seu estado de conservação;
- Restaurar e salvaguardar os ecossistemas que fornecem serviços essenciais;
- Aumentar a resiliência dos ecossistemas e a contribuição da biodiversidade para a armazenagem de carbono;
- Respeitar o conhecimento, inovações e práticas tradicionais das comunidades locais relevantes para a biodiversidade;
- Aumentar, partilhar, transferir e aplicar o conhecimento científico e as tecnologias relacionadas com os valores, o funcionamento, estado e tendências da biodiversidade, e as consequências da sua perda.

Com implicação directa na gestão de águas interiores destacam-se os seguintes objectivos prementes:

- Desenvolver e implementar planos de acção nacionais, avaliações ambientais estratégicas e aplicar as medidas legais existentes, a fim de travar o uso insustentável e promover a conservação e o uso sustentável da biodiversidade das águas interiores, especialmente para resolver a sobre-extracção de água e a fragmentação das águas interiores;
- Reforçar a implementação do programa de trabalho sobre a biodiversidade dos ecossistemas de águas interiores, tendo em conta os objectivos relevantes do Plano Estratégico 2011-2020 para a Biodiversidade;
- Assegurar a coerência entre as acções no âmbito dos programas de trabalho em biodiversidade de águas interiores e de ecossistemas ecos e sub-húmidos;
- Tomar medidas de forma a reduzir a pressão urbana sobre os ecossistemas de águas interiores e apoiar as autoridades urbanas de forma a garantir a estas áreas um abastecimento de água suficiente e de qualidade adequada, e a proteger a biodiversidade dos ecossistemas húmidos de áreas urbanas e periurbanas;
- Reconhecer a relevância das alterações ao ciclo da água devido ao impacto das alterações climáticas sobre os ecossistemas terrestres (incluindo de águas interiores) e costeiros e também a importância do papel dos serviços relacionados com a água

prestados pelos ecossistemas, em particular os ecossistemas de águas interiores, na adaptação às alterações climáticas baseada nos ecossistemas;

- Garantir que as actividades de adaptação e mitigação das alterações climáticas são concebidas e implementadas, tendo em conta as necessidades e oportunidades para sustentar e/ou melhorar os serviços prestados pelos ecossistemas de águas interiores e contribuir, assim, para a melhoria do bem-estar humano;
- Reconhecer a interdependência dos ciclos do carbono e da água na mitigação das alterações climáticas e nas actividades de adaptação e, em particular, o papel da biodiversidade como contribuinte para um ciclo da água sustentável e funcional, a disponibilidade de água para apoiar o funcionamento dos ecossistemas, os serviços dos ecossistemas relacionados com a água e os serviços de armazenamento de carbono;
- Reforçar capacidades para a monitorização da biodiversidade dos ecossistemas de águas interiores, incluindo a nível das espécies;
- Tomar medidas abrangentes complementares adicionais para a implementação conjunta da CDB e da Convenção de Ramsar utilizando, entre outros, a ferramenta TEMATEA;
- Considerar as implicações das alterações no ciclo da água e recursos hídricos, sempre que pertinente e exequível, na execução de todos os programas temáticos e transversais de trabalho, e com especial atenção para as relações entre a hidrologia, biodiversidade, o funcionamento dos ecossistemas e o desenvolvimento sustentável.

Com implicações indirectas, destacam-se:

- Áreas de montanha, em particular no que se refere ao estabelecimento de corredores ecológicos, tomando em conta, em particular, as espécies endémicas, mas evitando a propagação de espécies exóticas invasoras, e sistemas de áreas classificadas transfronteiriças;
- Relativamente às Áreas Protegidas destacam-se duas decisões de especial relevo:
  - Aumentar a eficácia dos sistemas de áreas classificadas na conservação da biodiversidade e melhorar a sua resiliência às alterações climáticas e a outros factores de pressão, através de maiores esforços no restauro de ecossistemas e habitats, inclusive através de ferramentas de conectividade, tais como corredores ecológicos e/ou medidas de conservação dentro e entre áreas classificadas e paisagens adjacentes;
  - Considerar a gestão de espécies exóticas invasoras como uma ferramenta de baixo custo para o restauro e a manutenção das áreas classificadas e dos serviços dos ecossistemas que fornecem;

- Biodiversidade de ecossistemas agrícolas, em particular no que se refere a reforçar acções orientadas para a redução da carga de nutrientes causada por algumas práticas agrícolas e fornecer informações ao Secretário Executivo da CDB sobre os progressos realizados;
  - Biodiversidade dos ecossistemas florestais, através do desenvolvimento de processos que promovam a aplicação de legislação florestal e aumentem a aplicação e apoio mútuo entre tais medidas;
  - Espécies exóticas invasoras através da aplicação da abordagem precaucional no que diz respeito à introdução, estabelecimento e disseminação de espécies exóticas invasoras, para a produção agrícola e de biomassa, incluindo matérias-primas para biocombustíveis, e para o sequestro de carbono, seguindo os princípios orientadores sobre espécies exóticas invasoras contidos no anexo à decisão;
  - Biodiversidade de ecossistemas áridos e sub-húmidos, através do desenvolvimento e implementação de planos de gestão de seca e sistemas de alerta rápido a todos os níveis, incluindo planos ao nível da bacia, tendo em conta o impacto da seca e da desertificação sobre a biodiversidade e o papel da biodiversidade e das acções de combate à desertificação no aumento da resiliência das zonas áridas e sub-húmidas;
- Biodiversidade e alterações climáticas:
- Melhorar a resiliência dos ecossistemas através da redução de pressões não climáticas (tais como poluição, sobre-exploração, fragmentação, perda de habitat, espécies exóticas invasoras);
  - Integrar abordagens de base ecossistémica para adaptação nas estratégias relevantes, incluindo Estratégia Nacional de Adaptação às Alterações Climáticas, Programa de Acção Nacional para o Combate à Desertificação e ENCNB, estratégias de redução de risco de desastres naturais e estratégias de gestão sustentável do solo, considerando diferentes objectivos e opções de gestão de ecossistemas, avaliando os serviços fornecidos e potenciais trade-offs que daí possam resultar;
  - Implementar actividades de gestão de ecossistemas, tais como a protecção das florestas e pastagens naturais e turfeiras, gestão florestal sustentável considerando a reflorestação com espécies autóctones, gestão sustentável de zonas húmidas, restauro de zonas húmidas e pastagens naturais degradadas, conservação de sapais e de pradarias marinhas de fanerogâmicas, práticas agrícolas e gestão do solo sustentáveis, melhorando a conservação da biodiversidade e dos serviços associados, enquanto em simultâneo se promove a captura de carbono;
  - Avaliar, implementar e acompanhar actividades sustentáveis agrícolas que resultem na manutenção ou aumento da armazenagem de carbono e na conservação e utilização sustentável da biodiversidade;

- Aumentar os impactos positivos, e reduzir os negativos, sobre a biodiversidade e os serviços dos ecossistemas das medidas de adaptação e mitigação das alterações climáticas, utilizando para o efeito os resultados da avaliação estratégica ambiental (AAE) e do estudos de avaliação ambiental (AIA), facilitando a consideração das opções de mitigação e adaptação disponíveis.

É ainda objectivo integrar os valores da biodiversidade e dos serviços dos ecossistemas nas políticas, planos e estratégias nacionais dos sectores económicos relevantes, de forma a promover a utilização sustentável dos componentes da biodiversidade.

O envolvimento do sector privado é essencial através de parcerias (e.g. protocolos de 'Business & Biodiversity) para:

- Promover políticas públicas com o envolvimento do sector privado e integrar a biodiversidade nas estratégias e nos processos de tomada de decisão empresariais (e.g. Portuguese Presidency of the EU Council and European Commission, 2007a, 2007b; UNEP FI, 2008; WBCSD *et al.*, 2008; IUCN, 2008; Houdet *et al.*, 2009a; Gonzalez & Houdet, 2009; Houdet *et al.*, 2009b);
- Identificar um leque de opções para integrar a biodiversidade nas práticas empresariais;
- Desenvolver e relatar actividades nacionais que promovam e facilitem a integração da biodiversidade nas empresas, tais como regulamentos ou medidas de incentivo;
- Promover o diálogo com a comunidade empresarial e o envolvimento do sector privado e outras partes interessadas na futura revisão da estratégia nacional de conservação da natureza e da biodiversidade (e.g. WBCSD & IUCN, 1997, 2007; WBCSD, IUCN & Earthwatch Institute, 2002; BSR, 2007; CBBC, 2008; Grigg *et al.*, 2009; Hanson *et al.*, 2008; WBCSD *et al.*, 2008; The Natural Value Initiative, 2009; BBOP, 2009).

## A REVISÃO DA ESTRATÉGIA EUROPEIA PARA A BIODIVERSIDADE 2011-2020

Neste ponto, é analisada a Estratégia Europeia para a Biodiversidade 2011-2020 (COM(2011)), onde constam dois objectivos temporais:

- Objectivo central para 2020: Travar a perda de biodiversidade e a degradação dos serviços ecossistémicos na UE até 2020 e, na medida em que tal for viável, recuperar essa biodiversidade e esses serviços, intensificando simultaneamente o contributo da UE para evitar a perda de biodiversidade ao nível mundial.
- Visão para 2050: Até 2050, a biodiversidade da União Europeia e os serviços ecossistémicos que por ela prestados - o seu capital natural - são protegidos, valorizados e adequadamente recuperados pelo valor intrínseco da biodiversidade e pela sua contribuição essencial para o bem-estar humano e a prosperidade

económica, de modo a serem evitadas alterações catastróficas causadas pela perda de biodiversidade.

A COM (2011) reequaciona a posição estratégica que a biodiversidade e os serviços dos ecossistemas tem no desenvolvimento sustentável de uma comunidade de estados desiguais entre si mas riquíssimos entre todos, especialmente se considerarmos o forte aporte de capital natural que os países do Sul emitem diariamente para benefício dos países do Centro e Norte, sem que tal seja reconhecido como exportação de bens e serviços essenciais com alto valor económico, o que iria sem dúvida recalculer a noção de riqueza dos estados.

Segundo a CEC (2011) “a biodiversidade — a extraordinária variedade de ecossistemas, espécies e genes que nos rodeia — é o nosso seguro de vida, providenciando-nos alimentos, água potável e ar limpo, abrigo e medicamentos, atenuando as catástrofes naturais, as pragas e doenças e contribuindo para a regulação do clima. A biodiversidade é também o nosso capital natural, prestando serviços ecossistémicos que estão subjacentes à nossa economia. A sua deterioração e perda comprometem a prestação desses serviços: perdemos espécies e habitats e a riqueza e o emprego que a natureza nos proporciona e pomos em perigo o nosso próprio bem-estar”.

Os benefícios das acções anteriormente tomadas de luta contra a perda de biodiversidade foram anulados pelas contínuas e crescentes pressões sobre a biodiversidade da Europa: a alteração do uso dos solos, a sobre exploração da biodiversidade e as suas componentes, a propagação de espécies exóticas invasoras, a poluição e as alterações climáticas são factores que ou se mantiveram constantes ou se estão a acentuar. Factores indirectos, como o crescimento demográfico, a pouca sensibilização para a biodiversidade e o facto de o valor económico da biodiversidade não se reflectir no processo de tomada de decisões estão também a ter repercussões muito negativas na biodiversidade. A revisão da estratégia pretende inverter a perda de biodiversidade e a acelerar a transição da UE para uma economia ecológica e eficiente em termos de utilização de recursos

No objectivo da UE para 2020 em matéria de biodiversidade está subjacente o reconhecimento de que, para além do seu valor intrínseco, a biodiversidade e os serviços que presta têm um valor económico significativo que é raramente reflectido nos mercados (Constanza *et al.*, 1997; Constanza *et al.*, 2007; DEFRA, 2007; TEEB, 2008; Farmer *et al.*, 2008; Cooper *et al.*, 2009; DEFRA, 2010; GLOBE, 2010; TEEB, 2010). A plena valorização do potencial da natureza contribuirá para uma série de objectivos estratégicos da UE:

- Uma economia mais eficiente em termos de recursos: a pegada ecológica da UE representa actualmente o dobro da sua capacidade biológica. Ao conservar e reforçar a sua base de recursos naturais e ao utilizar os seus recursos de forma sustentável, a UE pode melhorar a eficiência da sua economia em termos de utilização dos recursos e reduzir a sua dependência dos recursos naturais de países não europeus.

- Uma economia hipocarbónica e mais resistente ao clima: as abordagens baseadas nos ecossistemas para fins de atenuação das alterações climáticas e de adaptação às mesmas podem oferecer alternativas com uma boa relação custo-eficácia comparativamente a soluções tecnológicas, como é o caso dos ecossistemas aquáticos semi-naturais que podem ser utilizados como alternativa às Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs), gerando simultaneamente múltiplos benefícios para além da conservação da biodiversidade.
- Liderança na investigação e inovação: os progressos em muitas ciências aplicadas dependem da disponibilidade a longo prazo e da diversidade do capital natural. A diversidade genética, por exemplo, é uma importante fonte de inovação para as indústrias médicas e de cosméticos, enquanto o potencial de inovação da recuperação dos ecossistemas e das infra-estruturas verdes está largamente inexplorado.
- Novas competências, empregos e oportunidades comerciais: A inovação com base na natureza e as medidas para recuperar os ecossistemas e conservar a biodiversidade podem gerar novas competências, empregos e oportunidades comerciais. O TEEB (2010) estima que as oportunidades comerciais a nível mundial decorrentes do investimento na biodiversidade poderão representar US\$2 a US\$6 Bi até 2050.

No que se refere ao Desenvolvimento da Base de Conhecimentos sobre Biodiversidade, será desenvolvido um enquadramento integrado para o acompanhamento, avaliação e apresentação de informações sobre os progressos realizados na implementação da estratégia. As obrigações nacionais, globais e da UE em matéria de acompanhamento, comunicação de informações e revisão serão melhoradas e racionalizadas, na medida do possível, com os requisitos estabelecidos noutra legislação ambiental, como a Directiva-Quadro Água. A integração da biodiversidade na legislação da UE sobre acompanhamento e comunicação de informações no domínio da natureza, na política agrícola comum (PAC), na política comum de pescas (PCP) e, na medida do possível, na política de coesão contribuiria para avaliar os impactos destas políticas na biodiversidade.

Quanto ao Quadro de Acção para a Próxima Década, a Estratégia de Biodiversidade para 2020 inclui seis metas que se apoiam mutuamente e são interdependentes e que respondem à finalidade do objectivo central para 2020:

- Meta 1: Travar a deterioração do estado de todas as espécies e habitats abrangidos pela legislação da UE em matéria de natureza e obter uma melhoria sensível e mensurável do seu estado, de modo a que, até 2020, em relação às actuais avaliações:
  - Mais 100% de avaliações de habitats e 50% de avaliações de espécies ao abrigo da Directiva Habitats mostrem uma melhoria do estado de conservação; e
  - Mais 50% de avaliações de espécies ao abrigo da Directiva Aves mostrem um estado seguro ou melhorado.



- Meta 2: Até 2020, os ecossistemas e seus serviços serão mantidos e valorizados mediante a criação de infra-estruturas verdes e da recuperação de, pelo menos, 15% dos ecossistemas degradados.
- Meta 3:
  - Agricultura: Até 2020, maximizar as áreas agrícolas com prados, terras aráveis e culturas permanentes abrangidas pelas medidas relativas à biodiversidade no âmbito da [Reforma de 2013 da] Política Agrícola Comum (PAC) a fim de garantir a conservação da biodiversidade e obter uma melhoria mensurável no estado de conservação das espécies e habitats que dependem da agricultura, ou são por esta afectados, e na prestação de serviços ecossistémicos em comparação com o nível de referência da UE de 2010, contribuindo assim para o reforço de uma gestão sustentável (e.g. Beaufoy *et al.*, 1994; Matson *et al.*, 1997; EEA, 2004; Randal, 2007; Farmer *et al.*, 2008; Cooper *et al.*, 2009; Layton & Siikamari, 2009; Pereira *et al.*, 2009; Buckwell, 2009).
  - Florestas: Até 2020, garantir que estejam operacionais Planos de Gestão Florestal ou instrumentos equivalentes, em consonância com a gestão sustentável das florestas (GSF), aplicáveis a todas as florestas que sejam propriedade pública e a explorações florestais superiores a uma determinada área (a definir pelos Estados-Membros ou regiões e comunicadas nos seus Programas de Desenvolvimento Rural) que beneficiem de financiamento no âmbito da Política de Desenvolvimento Rural da UE, a fim de obter uma melhoria mensurável no estado de conservação das espécies e habitats que dependem da 19 COM(2011) (e.g. FAO, 2005; Hazeu *et al.*, 2008; Jose, 2009; EUSTAFOR & Patterson, 2011; Maes *et al.*, 2011, UNECE/FAO, 2011)
- Meta 4: Atingir níveis de rendimento máximo sustentável até 2015 nas pescas.
- Meta 5: Até 2020, as espécies exóticas invasoras e as suas vias de introdução serão identificadas e classificadas por ordem de prioridade, as espécies prioritárias serão controladas ou erradicadas e as vias de introdução geridas de forma a impedir a introdução e o estabelecimento de novas dessas espécies.
- Meta 6: Até 2020, a UE deve ter intensificado a sua contribuição no sentido de evitar a perda de biodiversidade global.

No contexto da gestão de bacias hidrográficas e em termos de Contribuições de outras Políticas e Iniciativas no Domínio do Ambiente, a UE dispõe de legislação substancial que exige a concretização do objectivo de um bom estado ecológico da água até 2015, enfrentando a questão da poluição de diversas fontes e sujeitando a regulamentação os produtos químicos e os seus efeitos no ambiente. A Comissão está a avaliar se é necessária acção adicional para contemplar a questão da poluição por azoto (González *et al.*, 2009), fosfatos e determinados poluentes atmosféricos, ao passo que os Estados-

Membros estão a considerar uma proposta da Comissão relativa a uma directiva-quadro para a protecção dos solos, que é necessária para permitir à UE atingir as metas em matéria de biodiversidade (Barbier *et al.*, 1997; MEA, 2005; Brauman *et al.*, 2007; Brils & Harris, 2009; Pereira *et al.*, 2009; Stanton *et al.*, 2010; Tucker *et al.*, 2010; Valavanidis & Vlachogianni, 2011). Finalmente, estão a ser abordados factores indirectos da perda de biodiversidade em parte no âmbito da presente estratégia, inclusivamente através de acções para reduzir a pegada ecológica da UE, e em parte no âmbito de outras iniciativas, como parte integrante da iniciativa emblemática Uma Europa eficiente em termos de recursos.

Na matéria de Parcerias para a Biodiversidade serão alargadas e promovidas várias parcerias importantes com vista a apoiar a presente estratégia:

- A Comissão criou a Plataforma Empresas e Biodiversidade da UE ([http://ec.europa.eu/environment/biodiversity/business/index\\_en.html](http://ec.europa.eu/environment/biodiversity/business/index_en.html)), que reúne actualmente empresas provenientes de seis diferentes sectores (agricultura, indústrias extractivas, finanças, abastecimento alimentar, silvicultura e turismo) a fim de facilitar a partilha das suas experiências e melhores práticas. A Comissão continuará a desenvolver a Plataforma e a incentivar uma maior cooperação entre as empresas europeias, incluindo as PME, e ligações com iniciativas nacionais e mundiais.
- A Comissão continuará a trabalhar com outros parceiros a fim de publicitar e implementar as recomendações TEEB a nível da UE e de apoiar os trabalhos sobre a valorização da biodiversidade e dos serviços ecossistémicos nos países em desenvolvimento.
- A Comissão continuará a incentivar a colaboração entre investigadores e outros interessados envolvidos no ordenamento do território e na gestão da afectação dos solos para implementar estratégias de biodiversidade a todos os níveis, a fim de garantir a coerência com as recomendações pertinentes estabelecidas na Agenda Territorial Europeia.
- A participação activa da sociedade civil será incentivada a todos os níveis da implementação.
- A Comissão e os Estados-Membro trabalharão em conjunto com as regiões ultraperiféricas e os países e territórios ultramarinos, os quais albergam um maior número de espécies endémicas do que todo o continente europeu, através da iniciativa BEST (Biodiversidade e Serviços Ecossistémicos nos Territórios Europeus Ultramarinos) a fim de promover a conservação e utilização sustentável da biodiversidade.
- A UE apoiará igualmente os esforços em curso para melhorar a colaboração, as sinergias e o estabelecimento de prioridades comuns entre as convenções relacionadas com a biodiversidade (CDB, CITES, Convenção sobre a Conservação das Espécies Migratórias, Convenção de Ramsar sobre Zonas Húmidas e a Convenção sobre o Património Mundial). A UE promoverá igualmente uma cooperação

reforçada entre as Convenções sobre Diversidade Biológica, Alterações Climáticas e Desertificação a fim de se obterem benefícios mútuos.

- A UE intensificará o seu diálogo e cooperação em matéria de biodiversidade com os seus principais parceiros, em especial os países candidatos e potenciais candidatos, a fim de desenvolver ou adaptar as suas políticas com vista a atingir as metas de biodiversidade para 2020. A campanha da Comissão de 2010 sobre Biodiversidade: Estamos todos no mesmo barco será seguida de uma campanha específica centrada na rede Natura 2000.

Outro aspecto fundamental é determinar processos para Mobilizar Recursos para apoiar a Biodiversidade e os Serviços Ecosistémicos. A realização dos objectivos da presente estratégia e o cumprimento dos compromissos mundiais em matéria de biodiversidade assumidos pela UE dependerão da disponibilidade e utilização eficiente dos recursos financeiros. A Comissão e os Estados-Membros trabalharão no sentido de:

- Assegurar uma maior utilização e distribuição dos fundos existentes destinados à biodiversidade.
- Racionalizar os recursos disponíveis e maximizar os benefícios comuns de várias fontes de financiamento, incluindo o financiamento para a agricultura e o desenvolvimento rural, as pescas, a política regional e as alterações climáticas.
- Diversificar e reforçar progressivamente várias fontes de financiamento. A Comissão e os Estados-Membros promoverão o desenvolvimento e a utilização de mecanismos de financiamento inovadores, incluindo instrumentos baseados no mercado. Os regimes de pagamento de serviços ecosistémicos devem recompensar a geração de bens públicos e privados pelos ecossistemas agrícolas, silvícolas e marinhos. Serão proporcionados incentivos para atrair investimentos do sector privado para infra-estruturas verdes e o potencial de compensação da biodiversidade será analisado como um meio para concretizar uma abordagem de «ausência de perdas líquidas». A Comissão e o Banco Europeu de Investimento estão a explorar as possibilidades de utilização de instrumentos financeiros inovadores a fim de apoiar os desafios em matéria de biodiversidade, incluindo parcerias público-privadas e a possível criação de um mecanismo de financiamento da biodiversidade. Destacam-se em especial dois requisitos de financiamento. O primeiro prende-se com a necessidade de financiamento adequado a fim de garantir a plena implementação da rede Natura 2000, o segundo corresponde ao compromisso assumido na COP-10 de aumentar substancialmente os recursos financeiros de todas as fontes para uma implementação eficaz dos resultados de Nagoya. Estes compromissos podem ser cumpridos directamente através de financiamento adicional específico para a biodiversidade e, indirectamente, garantindo sinergias com outras fontes de financiamento relevantes, tais como o financiamento em matéria de clima (por exemplo, receitas do RCL, REDD+) e outras fontes de financiamento inovadoras, como os fundos gerados pelo Protocolo de Nagoya sobre ABS. A reforma dos subsídios prejudiciais, em consonância com a Estratégia 2020 e o objectivo global da CDB, irá igualmente beneficiar a biodiversidade.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alves, A.L., Carvalho, N.S., Silveira, A.C., Marques, J.P., Costa, Z., Horta, A.L.L., 2003. *O abandono da actividade agrícola*. MADRP, Lisboa.

Barbier, E. B., Akerman M. C., Knowler, D. 1997. *Economic Valuation of Wetlands: A Guide for Policy makers and planners*. Ramsar Convention Bureau publication.

BBOP, 2009. *Business, biodiversity offsets and BBOP: An overview*. Business and Biodiversity Offsets Programme, Washington, D.C. Disponível online: [www.forest-trends.org/biodiversityoffsetprogram/guidelines/overview.pdf](http://www.forest-trends.org/biodiversityoffsetprogram/guidelines/overview.pdf)

Beaufoy, G, Baldock, D, Clark, J., 1994. *The nature of farming: low intensity farming systems in nine European countries*. Institute for European Environmental Policy, London.

Blust, G., van Olmen, M., 2002. Monitoring multifunctional terrestrial landscapes: some comments. In Brandt, J., Tress, B., Tress, G. (Eds.), *Multifunctional landscapes: interdisciplinary approaches to landscape research and management*, Centre for Landscape Research, Roskilde, pp. 63-70.

Bouraoui, F., Grizzetti, B., Aloe, A., 2009. *Nutrient discharge from rivers to seas for year 2000*. EUR 24002 EN, European Commission, Luxembourg.

Braat, L., ten Brink, P., 2008. *The cost of policy inaction. The case of not halting biodiversity loss*. Report to the European Commission. Alterra report 1718, Wageningen.

Brandt, J., Vejre, H., 2004. Multifunctional landscapes – Motives, concepts and perspectives. In Brandt, J., Vejre, H., (Eds.), *Multifunctional landscapes. Volume 1: Theory, values and history*. WITpress, pp. 3-31.

Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K., Mooney, H.A., 2007. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrological services. *Annual Review of Environment and Resources* 32: 67-98.

Brils J., Harris B. (Eds.). 2009. *Towards risk-based management of European river basins: Key-findings and recommendations of the RISKBASE project*. EC FP6 reference GOCE 036938, December 2009, Utrecht, The Netherlands.

BSR, 2007. *A corporate manager's guide to trading in air, climate, water and biodiversity assets, the new markets for environmental services*. Business and Biodiversity Offsets Programme, Washington, D.C. Disponível online: [www.forest-trends.org/biodiversityoffsetprogram/guidelines/non-bbopcase-studies.pdf](http://www.forest-trends.org/biodiversityoffsetprogram/guidelines/non-bbopcase-studies.pdf).

Buckwell, A., 2009. *Public goods from private land*. Rural Investment Support for Europe (RISE) Foundation.

Bugalho, M., 2009. *Assessing socio-economic benefits of Natura 2000 – a Case study on the ecosystem service provided by the Natural Park of Vale do Guadiana (Portugal)*. Output of the project Financing Natura 2000: Cost estimate and benefits of Natura 2000.

Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M.,

Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Morcillo, M.H., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T.D., Vié, J., Watson, R., 2010. Global biodiversity: Indicators of recent declines. *Science* 328(5982): 1164-1168.

CBBC, 2008. *Business & Biodiversity conference. Outcomes report*. First Canadian Business and Biodiversity Conference. 11 June 2008. Disponível online: <http://www.cbd.int/doc/business/bus-rep-2008-06-19-en.pdf>

CEC, 2002. Mid-term review of the Common Agricultural Policy. COM(2002) 394 final. Commission of the European Communities, Brussels.

CEC, 2006. *Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC*. COM(2006) 232 final. Commission of the European Communities, Brussels.

CEC, 2006. *Halting the loss of biodiversity by 2010 - and beyond. Sustaining ecosystem services for human well-being*. Communication from the Commission, COM(2006)216 final, 22.5.2006, Commission of the European Communities, Brussels.

CEC, 2009. *Composite report on the conservation status of habitat types and species as required under Article 17 of the Habitats Directive*. COM(2009) 845 final. Commission of the European Communities, Brussels.

CEC, 2010a. *The 2010 assessment of implementing the EC Biodiversity Action Plan*. COM(2010) 548 final. Commission of the European Communities, Brussels.

CEC, 2010b. *Update of the SEBI 2010 biodiversity indicators*. SEC(2010) 1165 final. Commission of the European Communities, Brussels.

CEC, 2011. *Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020*. COM(2011) 244 final. Commission of the European Communities, Brussels.

Cooper, T., Hart, K., Baldock, D., 2009. *The provision of public goods through agriculture in the European Union - Report prepared for DG Agriculture and Rural Development*. Report Prepared for DG Agriculture and Rural Development, Contract No 30-CE-0233091/00-28, IEEP, London.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Naeem, S., Limburg, K., Paruelo, J., O'Neill, R.V., Raskin, R., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.

Costanza, R., Fisher, B., Mulder, K., Liu, S., Christopher, T., 2007. Biodiversity and ecosystem services: A multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production. *Ecological Economics* 61: 478-491.

Costa, S., 1995. O impacte da política do ambiente na indústria transformadora portuguesa. *Prospectiva e Planeamento* 1: 63-94.

de Groot, R.S., 1992. *Functions of Nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision-making*. Wolters Noordhoff BV, Groningen, The Neth.

de Groot, R., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.

de Hek, S., Kierch, B., Mañon, A., 2004. *Aplicación de pagos por servicios ambientales en manejo de cuencas hidrográficas: lecciones de experiencias recientes en América Latina*. Taller en Pago por Servicios Ambientales, Barcelona.

DEFRA, 2007. *An introductory guide to valuing ecosystem services*. London, UK.

DEFRA, 2010. *Delivering a healthy natural environment. An update to "Securing a healthy natural environment: An action plan for embedding an ecosystems approach"*. Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), London.

DEFRA. 2010. *Incorporating valuation of ecosystem services into policy and project appraisal*. DEFRA, London

DEFRA, 2011. *The natural choice: securing the value of nature*. Presented to Parliament by the Secretary of State for Environment, Food and Rural Affairs by Command of Her Majesty, June 2011.

DGRF, 2007. *Estratégia nacional para as florestas*. DGRF-INCM, Lisboa.

Earth Economics, 2006. *Special benefit from ecosystem services - Economic assessment of the King Conservation District*. Report for the King Conservation District, 935 Powell Ave SW, Suite D, Renton, WA 98055, USA. Disponível online: <http://www.kingcd.org/pdf/KCD-Special-Benefit-Analysis.pdf>

Edens, B., de Haan, M., 2010. *How the SEEA contributes to environmental sustainability policies*. Background Paper to the IAOS Conference, 20-22 October 2010, Chile.

EEA. 2004. *High nature value farmland. Characteristics, trends and policy challenges*. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.

EEA, 2010. *Ecosystem accounting and the cost of biodiversity losses - The case of coastal Mediterranean wetlands*. Technical report, n.º 3, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.

Eurobarometer, 2009. *Survey on the attitudes of Europeans towards tourism*. The Gallup Organisation. Versão online em: [http://ec.europa.eu/public\\_opinion/flash/fl\\_258\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/public_opinion/flash/fl_258_en.pdf)

EUROSTAT, 2009. *Regions of the European Union: A statistical portrait*. [http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY\\_OFFPUB/KS-EP-08-001/EN/KS-EP-08-001-EN.PDF](http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY_OFFPUB/KS-EP-08-001/EN/KS-EP-08-001-EN.PDF)

EUSTAFOR, Patterson, T., 2011. *Ecosystem services in European state forests*. European State Forest Association, June 2011, Brussels.

FAO, 2005. *Global forest resources assessment 2005*. 147, Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome.

Farmer, M., Cooper, T., Baldock, D., Tucker, G., Eaton, R., Hart, K., Bartley, J., Rayment, M., Arblaster, K., Beaufoy, G., Pointereau, P., Coulon, F., Herodes, M., Kristensen, L., Andersen, E., Landgrebe, R., Naumann, S., Povellato, A., Trisorio, A., Jongman, R., Bunce, B., 2008. *Final report - Reflecting environmental land use needs into EU policy: Preserving and enhancing the environmental benefits of unfarmed features on EU farmland*. Contract No. ENV.B.1/ETU/2007/0033, report for DG Environment. Institute for European Environmental Policy, London.

Farley, J., Costanza, R., 2010. Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecological Economics* 69: 2060-2068.

F&C Asset Management, 2004. *Is biodiversity a material risk for companies? An assessment of the exposure of FTSE sectors to biodiversity risk*. F&C Asset Management. Disponível online: <http://www.businessandbiodiversity.org/pdf/FC%20Biodiversity%20Report%20FINAL.pdf>

Fernandes, J.P., 1999. *Integrated landscape analysis – a framework for Landscape Analysis in a context of insufficient field data*. 19th IAlA Annual Conference, Glasgow.

Fernandes, J.P., Neves, N., Guiomar, N., Alves, P., 2002. *Relatório sobre os estudos desenvolvidos na Universidade de Évora sobre a estrutura ecológica do território envolvente das áreas em estudo entre a ZPE do Estuário do Tejo, a ZPE da Comporta-Galé e a ZPE de Cabrela – B4-3200/98/499*. Projecto LIFE – Natureza. Universidade de Évora. Évora.

Figueroa, B.E., Pasten, C.R., 2009. *Total economic value calculating matrix (TEVCM) to value ecosystem services: A multidisciplinary step to promote conservation*. International Human Dimensions Program on Global Environmental Change Open Meeting 2009, Bonn, Germany.

Food Ethics Council, 2011. Biodiversity & ecosystem services - The promise and pitfalls of putting a price on nature. *Ethics* 5/2011.

Getzner, M., 2009. *Economic and cultural values relating to protected areas. Part A: Valuation of ecosystem services in Tatra (PL) and Slovensky Raj (SK) National Parks*. Final Report WWF-DCP. Vienna, Austria.

Globe, 2010. *Natural capital action plan*. Report compiled in collaboration with the Zoological Society of London and the London School of Economics. Global Environment Facility and the United Nations Environment Programme, GLOBE International Commission on Land Use Change and Ecosystems.

Gonzalez, C., Clemente, A., Nielsen, K.A., Branquinho, C., 2009. Human-nature relationship in Mediterranean streams: Integrating. *Ecology and Society* 14(2).

Gonzalez, G., Houdet, J., 2009. *Accounting for biodiversity and ecosystem services from a management accounting perspective. Integrating biodiversity into business strategies at a wastewater treatment plant in Berlin*. Veolia Environnement - Orée.

Grigg, A., Cullen, Z., Foxall, J., Strumpf, R., 2009. *Linking shareholder and natural value - Managing biodiversity and ecosystem services risk in companies with an agricultural supply chain*. Fauna and Flora International, United Nations Environment Programme Finance Initiative and Fundacao Getulio Vargas.

Grizzetti, B., Bouraoui, F., Aloe, A., 2007. *Spatialised European nutrient balance*. EUR 22692 EN. JRC36653.

Grizzetti, B., Bouraoui, F., De Marsily, G. 2008. Assessing nitrogen pressures on European surface water. *Global Biogeochemical Cycles* 22 GB4023.

Guiomar, N., Fernandes, J.P., 2007. *Multifunctionality of landscapes – rural development, landscape functions and their impact on biodiversity*. Proceedings of IALE 2007.

Guiomar, N., Fernandes, J.P., Neves, N., 2007. *Modelo de análise espacial para avaliação do carácter*

*multifuncional do espaço*. Actas do III Congresso de Estudos Rurais (III CER).

Haines-Young, R.H., Potschin, M.B., 2002. Multifunctionality and value. In Brandt, J., Tress, B., Tress, G. (Eds.), *Multifunctional landscapes: interdisciplinary approaches to landscape research and management*, Centre for Landscape Research, Roskilde, pp. 111-118.

Hanson, C., Ranganathan, J., Iceland, C., Finisdore, J., 2008. *The corporate ecosystems services review: Guidelines for identifying business risks and opportunities arising from ecosystem change*. World Resources Institute, Washington DC.

Hazeu, G.W., Mucher, S., Kienast, F., Zimmerman, N., 2008. Land cover maps for environmental modelling at multiple scales. ECOCHANGE – *Challenges in assessing and forecasting biodiversity and ecosystem*. Integrated project, EU funded project FP6 2006 GOCE 036866. Deliverable D01.02.01.57pp.

Heilig, G.K., 2002. *The multifunctional use of landscapes: some thoughts on the diversity of land use in rural areas of Europe*. 2nd Expert Meeting on European Land Use Scenarios European Environmental Agency, Copenhagen, Denmark.

Hostmann, M., 2005. *Decision support for river rehabilitation*. A dissertation submitted to the Swiss Federal Institute of Technology, Zurich.

Houdet, J., Pavageau, C., Trommetter, M., Weber, J., 2009a. Accounting for biodiversity and ecosystem services from a business perspective. Preliminary guidelines towards a Biodiversity Accountability Framework. Cahier no 2009-44. Ecole Polytechnique, Department of Economics, Departement d'Economie, Palaiseau.

Houdet, J., Trommetter, M., Weber, J., 2009b. Changing business perceptions regarding biodiversity: from impact mitigation towards new strategies and practices. Cahier no 2009-29. Ecole Polytechnique, Departement d'Economie, Palaiseau.

Hueting, R., de Boer, L., Jan, L., Huib, J., 1998. The concept of environmental function and its valuation. *Ecological Economics* 25(1): 31-35.

Huylenbroek, G., Vandermeulen, V., Mettepenningen, E., Verspecht, A., 2007. Multifunctionality of agriculture; A review of definitions, evidence, and instruments. *Living Reviews in Landscape Research* 1: 5-43.

ICNB, 2011. *Relatório da participação Portuguesa na 10ª Reunião da Conferência das Partes à Convenção das Nações Unidas sobre a Diversidade Biológica*. Edição coordenada por Pedro Ivo Arriegas, com co-autoria de Marco Rebelo. Colaboraram ainda Mário Silva, Isabel Sousa Pinto, Peter Pitrez e Maria Ana Martins. Lisboa, Março de 2011.

IEEP, 2010. *The Manual of European environmental policy*. Earthscan, London.

IEEP, Alterra. 2010. *Reflecting environmental land use needs into EU policy: preserving and enhancing the environmental benefits of 'land services': soil sealing, biodiversity corridors, intensification/marginalisation of land use and permanent grassland*. Final report to the European Commission, DG Environment on Contract ENV.B.1/ETU/2008/0030. Institute for European Environmental Policy/Alterra Wageningen UR.



- INTOSAI, 2007. *Auditing biodiversity: Guidance for supreme audit institutions*. INTOSAI Working Group on Environmental Auditing (WGEA), National Audit Office of Estonia, Estonia.
- IUCN, 2008. *High level conference on Business & Biodiversity: Conference proceedings*. International Union of Conservation of Nature. Brussels, Lisbon, 12-13 November 2007, Belgium and Portugal. Disponível online: [http://www.cbd.int/doc/business/bb\\_proceedings\\_screen.pdf](http://www.cbd.int/doc/business/bb_proceedings_screen.pdf)
- Jongman, R., 2004. Landscape Linkages and Biodiversity in European Landscapes. In Jongman, R., (Ed.), *The New Dimensions of the European Landscape*, Wageningen EU Frontis Series, Springer.
- Jose, S., 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems* 76 1-10;
- Kaphengst, T., Bassi, S., Davis, M., Gardner, S., Herbert, S., Mazza, L., Pieterse, M., Rayment, M., 2011. *Taking into account opportunity costs when assessing costs of biodiversity and ecosystem action*. Final report ENV.F.1/ETU/2009/0094r, Ecologic Institute, Berlin Disponível online: [www.ecologic.eu](http://www.ecologic.eu).
- Kauffman, G., Homsey, A., Chatterson, S., McVey, E., Mack, S., 2011. *Delaware estuary watershed*. IPA's Water Resources Agency.
- Kettunen, M, Adelle, C, Baldock, D, Cooper, T, Farmer, M, Hart, K and Torkler, P. 2009. *Biodiversity and the EU Budget - an IEEP briefing paper*. Institute for European Environmental Policy, London/ Brussels.
- Kettunen, M., Baldock, D., ten Brink, P., Lutchman, I., Tucker, G., Baumüller, A., Arroyo, A., 2010. *EU biodiversity policy post-2010. Exploring the possibilities for safeguarding broader ecosystems – A scoping paper*. WWF and Institute for European Environmental Policy, London / Brussels.
- Kettunen, M., ten Brink, P., 2006. *Value of biodiversity- Documenting EU examples where biodiversity loss has led to the loss of ecosystem services*. Final report for the European Commission. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels.
- Lange, G.-M., 2003. *Policy applications of environmental accounting*. World Bank, Washington DC.
- Lange, G.-M., 2010. *Global initiative for wealth accounting (draft concept note)*. The World Bank, Washington DC.
- Larsen, J.B., 2005. Functional forests in multifunctional landscapes – Restoring the adaptive capacity of landscapes with forests and trees. In Veltheim, T., Pajari, B. (Eds.), *Forest landscape restoration in Central and Northern Europe*. EFI Proceedings, n.º 53, pp. 97-102.
- Layrargues, P.P., 1998. Educação para a gestão ambiental: será esta a sucessora da educação ambiental? In Mata, S.F., Gavazza, S., Almeida, M.C.M., Ottoni, A.B. (Eds.) *Educação ambiental, desafio do século: um apelo ético*. Terceiro Milênio, Rio de Janeiro, pp. 108-113.
- Layton, D. F., Siikamäki, J., 2009. Payments for ecosystem services programs: Predicting landowner enrollment and opportunity cost using a beta-binomial model. *Environment Resource Economics* 44: 415-439.
- Leonardi, M.L.A., 1997. A educação ambiental como um dos instrumentos de superação da insustentabilidade da sociedade atual. In Cavalcanti, C. (Eds.) *Meio ambiente, desenvolvimento sustentável e políticas públicas*. Fundação Joaquim Nabuco, São Paulo, pp. 391-408.

- Levin, S.A., 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73: 1943-1967.
- Lourenço, F.D., 2001. *Agricultura e ruralidade – Algumas reflexões sobre desenvolvimento rural*. 1º Congresso de Estudos Rurais: Mundo Rural e Património, UTAD, Vila Real.
- MADRP, 2005. *Orientações para uma estratégia de desenvolvimento rural*. MADRP, Lisboa.
- Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G., 2011. *Towards an atlas of ecosystem services - A European assessment of the provision of ecosystem services*. EUR 24750 EN – 2011 JRC Scientific and Technical Reports.
- Martínez de Anguita, P., 2006. *Desarrollo rural sostenible*. McGraw Hill, Madrid.
- Mayrand, K., Paquin, M., 2004. *Payments for environmental services: A survey and assessment of current schemes*. Unisféra International Centre, Montreal.
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G., Swift, M. J., 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277: 504–509.
- MEA, 2005. *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Melanson, T., Murphy, L., Goff, D., MacInnis, C., Keen, D., Bastien-Daigle, S., Ritchie, B., Ferguson, E., Haché, D., Weldon, J., Caissie, D., LeBlanc, M., Cormier, M., Rutherford, B., 2006. *Ecological restoration of degraded aquatic habitats: a watershed approach*. Fisheries and Oceans Canada, Oceans and Science Branch Gulf Region, Ontario.
- Mendes, A., Feliciano, D., Tavares, M., Dias, R., 2004. *The Portuguese forests: country level report delivered to the EFFE Project – Evaluating financing of forestry Europe*. Faculdade de Economia e Gestão, Universidade Católica Portuguesa, Porto.
- Michalak, J., Lerner, J., 2007. Linking conservation and land use planning: Using the state wildlife action plans to protect wildlife from urbanization. *Proceedings of the 2007 Transportation Land Use, Planning, and Air Quality Congress*: 4-4.
- Naveh, Z., 2002. Introduction to the theoretical foundations of multifunctional landscapes and their application in transdisciplinary landscape ecology. In Brandt, J., Tress, B., Tress, G. (Eds.), *Multifunctional landscapes: interdisciplinary approaches to landscape research and management*, Centre for Landscape Research, Roskilde, pp. 27-43.
- Naveh, Z., Lieberman, A., 1994. *Landscape ecology: theory and application*. Springer-Verlag, New York.
- Nunes, P.A.L.D., Ding, H., Boteler, B., ten Brink, P., Cottee-Jones, E., Davis, M., Ghermandi, A., Kaphengst, T., Lago, M., McConville, A.J., Naumann S., Pieterse, M., Rayment, M., Varma, A., 2011. *The social dimension of biodiversity policy: Final report*. European Commission, DG Environment under contract: ENV.G.1/FRA/2006/0073 – 2nd, pages vii-205, Venice/Brussels, February 2011.
- OECD, 1998. *Agriculture in a changing world: which policies for tomorrow?* Meeting of the Committee for Agriculture at the Ministerial level, Press Communiqué, Paris.
- Pagiola, S., Platais, G., 2005. *Introduction to payments for environmental services (Diaporama)*. ESSD Week 2005, Learning Days, April 2005, Environment Department, World Bank.

- Parker, C., Cranford, M., 2010. *The little biodiversity finance book. A guide to proactive investment in natural capital*. Global Canopy Programme, Oxford.
- Patterson, J.S., Araujo, M.B., Berry, P., Piper, J., Rousevell, M.D.A., 2008. Mitigation, adaptation and the threats to biodiversity. *Conservation Biology* 22: 1352-1355.
- Pauli, N., Grover, A., Stephens, C., 2010. *Environmental accounting: Including natural resources on national balance sheets*. Zoological Society of London (ZSL) and GLOBE International, London.
- Pearce, D., 1993. *Economics values and the natural world*. Earthscan, London.
- Pearce, D.W., Moran, D., Biller, D., 2002. *Handbook of biodiversity valuation: A guide for policy makers*. OECD, Paris.
- Pearce, D.W., Turner, R.K., 1990. *Economics of the natural resources and the environment*. Harvester Wheatsheaf, London.
- Pereira, H.M., Domingos, T., Vicente, L., Proença, V. (Eds.) 2009. *Ecossistemas e bem-estar humano: Avaliação para Portugal do Millennium Ecosystem Assessment*. Escolar Editora.
- Pérez, C.J., Barzev, R., Herlant, P., Rojas, L., Aburto, E., Rodríguez, R., 2000. Pagos por servicios ambientales: conceptos, principios y su implementación a nivel municipal. 2ª Edición, Programa para la Agricultura Sostenible en Laderas de América Central, Corredor Biológico Mesoamericano, Documento n.º 259m Serie Técnica 1/2000.
- Pinto-Correia, T., Breman, B., Jorge, V., Dneboská, M., 2006. *Estudo sobre o Abandono em Portugal Continental – Análise das Dinâmicas da Ocupação do Solo, do Sector Agrícola e da Comunidade Rural: Tipologia de Áreas Rurais*. Universidade de Évora.
- Pinto-Correia, T., Vos, W., 2004. Multifunctionality in Mediterranean landscapes – past and future. In Jongman, R. (Ed.), *The new dimensions of the European landscape*, Wageningen EU Frontis Series, Springer.
- Portuguese Presidency of the EU Council and European Commission, 2007a. *Incorporating biodiversity into corporate responsibility schemes*. Disponível online: <http://countdown2010.net/business>
- Portuguese Presidency of the EU Council and European Commission, 2007b. *Business and biodiversity assessment: a perspective*. Disponível online: <http://countdown2010.net/business>
- Posthumus, H., Rouquette, J. R., Morris, J., Gowing, D. J. G., Hess, T. M., 2010. A framework for the assessment of ecosystem goods and services; a case study on lowland floodplains in England. *Ecological Economics* 69: 1510-1523.
- Randall, A., 2007. A consistent valuation and pricing framework for non-commodity outputs: progress and prospects. *Agriculture, Ecosystems, and Environment* 120: 21-30.
- Rosário, M.C., Rodrigues, A.G., 2004. *A multifuncionalidade como instrumento de modernidade agrária no equilíbrio Algarvia*. 4º Congresso Nacional dos Economistas Agrícolas, APDEA/Universidade do Algarve, Faro.
- RUBICODE, 2009. *The way ahead in ecosystem service and biodiversity research*. Workshop on: Ecosystem services and biodiversity conservation: Knowledge gaps and roadmap for future research. RUBICODE, Leipzig, Germany.

Sachs, J.D., Baillie, J.E.M., Sutherland, W.J., Armsworth, P.R., Ash, N., Beddington, J., Blackburn, T.M., Collen, B., Gardiner, B., Gaston, K.J., Godfray, H.C.J., Green, R.E., Harvey, P.H., House, B., Knapp, S., Kumpel, N.F., Macdonald, D.W., Mace, G.M., Mallet, J., Matthews, A., May, R.M., Petchey, O., Purvis, A., Roe, D., Safi, K., Turner, K., Walpole, M., Watson, R., Jones, K.E., 2009. Biodiversity conservation and the Millennium Development Goals. *Science* 325: 1502-1503.

Santos, R., Martinho, S., Antunes, P., 2001. *Estudo sobre sector eléctrico e ambiente, 2º Relatório: Avaliação económica dos impactes ambientais do sector eléctrico*. Entidade Reguladora do Sector Eléctrico, Centro de Economia Ecológica e Gestão do Ambiente, Universidade Nova de Lisboa.

Santos, V., 2011. *Plano de promoção da eficiência no consumo de energia eléctrica: Avaliação de resultados e perspectivas futuras*. Seminário PPEC, Centro Cultural de Belém, Lisboa.

Schroter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I.C., Araújo, M.B., Arnell, N.W., Bondeau, A., Bugmann, H., Carter, T.R., Gracia, C.A., de la Vega-Leinert, A.C., Erhard, M., Ewert, F., Glendining, M., House, J.I., Kankaanpää, S., Klein, R.J.T., Lavorel, S., Lindner, M., Metzger, M.J., Meyer, J., Mitchell, T.D., Reginster, I., Rounsevell, M., Sabate, S., Sitch, S., Smith, B., Smith, J., Smith, P., Sykes, M.T., Thonicke, K., Thuiller, W., Tuck, G., Zaehle, S., Zierl, B., 2005. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310: 1333-1337.

Seehusen, S.E., Prem, I., 2011. Por que pagamentos por serviços ambientais? In Guedes, F.B., Seehusen, S.E. (Eds.) *Pagamento por serviços ambientais na Mata Atlântica: Lições aprendidas e desafios*. Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília, pp. 15-53.

Seroa da Motta, R., Ruitenbeek, J., Hube, R., 1996. *Uso de instrumentos econômicos na gestão ambiental da América Latina e Caribe: Lições e recomendações*. Texto para discussão n.º 440, Instituto de Pesquisas Económicas Aplicadas, Rio de Janeiro.

Silveira, R., 2002. *As questões ambientais na estratégia das empresas*. 1º Colóquio Psicologia, Espaço e Ambiente, Universidade de Évora.

Smith, S., Bovey, H., 2011 *Ecosystem services public dialogue - Project evaluation - Icarus Collective*. Disponível online: <http://www.sciencewise-erc.org.uk/cms/assets/Uploads/Ecosystems-services-pilots-evaluation-final-report.pdf>

Stanton, T., Echavarría, M., Hamilton, K., Ott, C., 2010. *State of watershed payments: An emerging marketplace*. Ecosystem Marketplace. Disponível online: [http://www.foresttrends.org/documents/files/doc\\_2438.pdf](http://www.foresttrends.org/documents/files/doc_2438.pdf)

TEEB, 2008. *The economics of ecosystems and biodiversity*. European Commission, Brussels.

TEEB, 2009. *The economics of ecosystems and biodiversity for national and international policy makers- Summary: reponding to the value of nature*. European Commission, Brussels.

TEEB, 2010. *The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and economic foundations*. Kumar, P. (ed). Earthscan, London.

TEEB, 2010. *Mainstreaming the economics of nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendatios of TEEB*. The economics of ecosystems and biodiversity.

TEEB, 2010. *TEEB for local and regional policy maker*. The economics of ecosystems and biodiversity.

The Natural Value Initiative (Fauna & Flora International, FGV and UNEP), 2009. *Linking shareholder and natural value: Managing biodiversity and ecosystem services risk in companies with an agricultural supply chain*.

Tucker, G.M., Kettunen, M., McConville, A.J., Cottee-Jones, E., 2010. *Valuing and conserving ecosystem services: a scoping case study in the Danube basin*. Report prepared for WWF. Institute for European Environmental Policy, London.

Turner, R.K., van der Bergh, J.C.J.M., Söderqvist, T., Barendregt, A., van Straaten, J., Maltby, E., van Ierland, E., 2000. Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological Economics* 35: 7-23;

UNECE/FAO Forestry and Timber Section, 2011. Payments for forest – related ecosystem services : What role for a green economy ? *Diversity* 7/2011: 1-46.

UNEP, 2010. *Green economy report - Towards a green economy: Pathways to sustainable development and poverty eradication*. United Nations Environmental Programme. Disponível online: <http://www.unep.org/greeneconomy/GreenEconomyReport/tabid/29846/Default.aspx>

UNEP FI, 2008. *Bloom or bust? Biodiversity and ecosystem services*. Disponível online: [http://www.unepfi.org/fileadmin/documents/bloom\\_or\\_bust\\_report.pdf](http://www.unepfi.org/fileadmin/documents/bloom_or_bust_report.pdf)

United Nations Statistical Division, 2007. *Global assessment of environment statistics and environmental-economic accounting*. Background paper prepared for the 38th session of the UN Statistical Commission, New York.

Valavanidis, A., Vlachogianni, T., 2011. The EU Water Framework Directive: an approach to integrated river basin management. River basins and ecosystem management: Dominant themes and goals. *Science Advances on Environment, Toxicology & Ecotoxicology Issues* Disponível online: [www.chem-tox-ecotox.org](http://www.chem-tox-ecotox.org)

Van Dijk, J., Ulateig, G. Terrasson, D., De Blust, G., Sier, A., Braat, L., Kanka, R., Mirtl, M., Török, K., Furman, E., Kertész, M., Stadler, J., 2011. *ALTER-Net, a long-term biodiversity, ecosystem and awareness research network – Year 7*. NINA Report 685. Disponível online: [www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2011/685.pdf](http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2011/685.pdf)

Verde, J., Zêzere, J.L., 2007. Avaliação da perigosidade de incêndio florestal. *Actas do VI Congresso da Geografia Portuguesa* (em publicação), UNL, Lisboa.

Voora, V. A., Venema, H. D., 2008. *The natural capital approach: A concept paper*. International Institute for Sustainable Development, Canada.

Vörösmarty, C.J., Leveque, C., Revenga, C., 2005. Chapter 7: Fresh water. *In Millennium ecosystem assessment, Volume 1: Conditions and trends working group report*. Island Press.

WBCSD, ERM, IUCN, PwC. 2011. *Guide to corporate ecosystem valuation - A framework for improving corporate decision-making*. Disponível online: [www.wbcds.org/includes/getTarget.asp?type=d&id=MzkOMjY](http://www.wbcds.org/includes/getTarget.asp?type=d&id=MzkOMjY)

WBCSD, IUCN. 1997. *Business and biodiversity. A guide for the private sector*. World Business Council for Sustainable Development and the World Conservation Union.

WBCSD, IUCN. 2007. *Business and ecosystems. Markets for ecosystem services - New Challenges and opportunities for business and the environment*. World Business Council for Sustainable Development and World Conservation Union. Disponible online: [http://cmsdata.iucn.org/downloads/business\\_and\\_ecosystems\\_september2007.pdf](http://cmsdata.iucn.org/downloads/business_and_ecosystems_september2007.pdf)

WBCSD, IUCN, Earthwatch Institute. 2002. *Business & Biodiversity: The handbook for corporate action*. World Business Council for Sustainable Development, the World Conservation Union and Earthwatch Institute. Disponible online: <http://www.wbcsd.ch/plugins/DocSearch/details.asp?type=DocDet&ObjectId=Mzc2>

WBCSD, IUCN, Earthwatch Institute, World Resources Institute. 2006. *Business and ecosystems issue brief: Ecosystem challenges and business implications*. World Business Council for Sustainable Development, World Conservation Union, Earthwatch Institute and World Resources Institute. Disponible online: <http://www.wri.org/publication/business-and-ecosystems-issue-briefecosystem-challenges-and-business-implications>

WBCSD, Meridian Institute, World Resources Institute. 2008. *Guidelines for identifying business risks and opportunities arising from ecosystem change*. World Business Council for Sustainable Development, Meridian Institute and World Resources Institute. Disponible online: [http://pdf.wri.org/corporate\\_ecosystem\\_services\\_review.pdf](http://pdf.wri.org/corporate_ecosystem_services_review.pdf)

Wiggering, H., Dalchowa, C., Glemnitz, M., Helming, K., Müller, K., Schultz, A., Stachowa, U., Zander, P., 2006. Indicators for multifunctional land use: Linking socio-economic requirements with landscape potentials. *Ecological Indicators* 6: 238-249.

World Bank, 2006. *Where is the wealth of nations?* The World Bank, Washington DC United Nations, European Commission, International Monetary Fund, Organisation for Economic Cooperation and Development and The World Bank. 2003) *Handbook of National Accounting Integrated Environmental and Economic Accounting 2003*, New York.

Wriedt, G., Bouraoui, F., 2009. Towards a general water balance assessment of Europe. EUR 23966 EN. Luxembourg.

Wunder, S., 2005. *Payment for environmental services: some nuts and bolts*. 2005. CIFOR Occasional Paper n.º 42, Center for International Forestry Research, Indonesia.

Zurlini, G., Jones, K. B., Li, L., Petrosillo, I., Costanza, R., 2010. Potentials of ecosystem service accounting at multiple scales. In Cutler J. Cleveland (Eds.) *Encyclopedia of Earth*, Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment, Washington, D.C.

## **ANEXO I**

Desenvolvimento rural problemas e desafios.  
O Estado, o Mercado e a Sociedade Civil

Manuel Belo Moreira<sup>4</sup>

<sup>4</sup> Professor catedrático do Instituto Superior de Agronomia. Contacto: mbelomoreira@isa.utl.pt





## 1. INTRODUÇÃO

Quando se pensa nos problemas, desafios e estratégias de acção que visam o desenvolvimento rural (DR) é indispensável ter em conta as especificidades do mundo rural, aspectos que os economistas tendem a desvalorizar.

Para além das especificidades resultantes de grande parte das atividades típicas do mundo rural dependerem muito dos aleatórios biológico e climático, bem como das condicionantes relacionadas com a natureza em geral, talvez as mais relevantes sejam as que se prendem com tudo o que envolve a ocupação e o uso do território, nomeadamente com as relações de poder inerentes ao próprio conceito de território. Trata-se de especificidades que envolvem aspectos com profundas raízes históricas, como por exemplo as formas de ocupação do território, os direitos e deveres ligados à propriedade e uso da terra e dos recursos naturais, com particular relevo para o direito sucessório, tanto o que decorre do código civil, como o que deriva dos usos e costumes.

Finalmente crescem as especificidades que têm a ver com as próprias características do tecido económico do mundo rural, às características e lógica económica dos agentes presentes no território.

Nestas condições, qualquer reflexão sobre DR impõe que para além do conhecimento das tendências ideológicas que enformam as políticas voltadas para o território e para o mundo agrícola se dê particular relevo à prévia caracterização dos contextos locais. Caracterização que nos leva a explicitar o contexto nacional, por um lado que é o sujeito da próxima secção, mas que, por outro lado, também nos obriga a levar em conta determinantes mais gerais que influenciam fortemente o contexto nacional e que, em grande medida, limitam as opções políticas que em cada momento os Estados-nação podem adoptar, aspecto a tratar na secção 3. Implica ainda, o que se faz na secção 4, enquadrar teoricamente a questão centrando-nos nas questões das falhas dos mercados. Finalmente, reserva-se a secção 5 para tratar, com mais pormenor, a questão do empreendedorismo considerada como das mais relevantes para a problemática do DR no actual contexto. Todavia, num texto destas dimensão e ambição apenas nos poderemos centrar num aspecto restrito do tema, o que procura abordar a questão da promoção de um empreendedorismo capaz de desenvolver as funções empresariais necessárias para a vida e economia rural, considerando-o assim como merecedor de um tratamento semelhante a um bem público. O texto termina com umas notas conclusivas.

## 2. BREVÍSSIMA ENUMERAÇÃO DOS ASPECTOS MAIS RELEVANTES DO CONTEXTO NACIONAL

De uma forma telegráfica enumeram-se os principais elementos de mudança que caracterizam e influenciam o mundo rural portugueses.

Até aos anos 60 a ocupação do território baseava-se em relações de poder determinadas essencialmente pela propriedade rural e pelo uso dos solos para a produção agrícola.

Eram tempos em que a agricultura unificava a economia e a sociedade rural Baptista (1993). Sociedade rural que, diga-se, ainda se caracterizava por forte densidade de população e grande pressão sobre a terra, a que só surtos emigratórios davam escape.

A pressão sobre a terra explicava as rendas altas que garantiam níveis de vida relativamente desafogados aos proprietários absenteístas, mesmo das zonas do minifúndio, além de proporcionar bons níveis de rentabilidade à média exploração e, obviamente, ao latifúndio graças à existência de uma mão-de-obra abundante e barata<sup>5</sup> dos trabalhadores sem terra ou sem terra suficiente para manterem as suas famílias.

Tratava-se portanto de uma agricultura onde a motomecanização era quase inexistente, com uma produtividade do trabalho muito baixa em comparação com os outros países europeus.

A partir da grande guerra de 1939-45 o país já tinha ultrapassado a questão dos incultos pelo que todo o território tinha algum tipo de uso. Uso agrícola sobretudo, com as matas e florestas privadas articuladas com a exploração agrícola e com a criação de gado, e alguma floresta estreme de posse do Estado ou resultante da florestação dos baldios iniciada no início do Estado Novo. Floresta essa voltada sobretudo para a produção de madeira e resina.

A partir dos anos sessenta, como é do conhecimento geral, deram-se profundíssimas mudanças políticas, económicas e sociais. A sociedade abriu-se ao mundo, muito por graça do serviço militar obrigatório decorrente da guerra colonial que acelera a drenagem dos jovens dos campos que recusam voltar para um mundo que não lhes dava perspectivas de futuro e, sobretudo, pelo efeito da procura das economias europeias que incentivaram o fortíssimo surto de emigração então iniciado. Inverteu-se assim, em poucos anos, uma situação de forte pressão sobre a terra para outra onde a falta de mão-de-obra obrigou ao investimento em motomecanização. Essa descompressão demográfica tanto afectou o minifúndio arrendado, originando uma forte baixa das rendas, como a lógica económica da grande exploração de cariz capitalista que intensifica a produção e se moderniza e se afasta do latifúndio tradicional que, com a falta de mão-de-obra e a aversão ao risco que o caracteriza, inicia um movimento no sentido da extensificação.

Em pleno processo de mudança demográfica dá-se o 25 de Abril que traz consigo uma nova lei do arrendamento rural e a reforma agrária, mas também a perda das colónias e a necessária absorção dos retornados, muitos dos quais acabam por se instalar no mundo rural.

O corporativismo agrícola, por seu lado, inicia um processo de mudança e continuidade até à adesão à Comunidade Económica Europeia - CEE.

Embora com algum atraso em relação a outros países da Europa ocidental também em Portugal começa a emergir a problemática ambiental, passando o ambiente e a conservação da natureza a ser um dos elementos da agenda política para o mundo rural.

<sup>5</sup> Cujas reivindicações eram frequentemente resolvidas em favor dos proprietários através do uso da força.

Definem-se as áreas protegidas, nomeadamente as áreas abrangidas pela Rede Natura, e legislam-se regras de uso do território balizadas pela definição da Reserva Agrícola Nacional (RAN) da Reserva Ecológica Nacional (REN).

Com a integração na Europa comunitária a agricultura e o desenvolvimento rural passam a reger-se pelas regras da PAC, muito pouco adaptada às condições da Europa do Sul e de Portugal em particular.

Ao longo deste processo muitos territórios rurais anteriormente voltados, sem contestação, para o uso agrícola passam a territórios disputados por formas de ocupação e de uso que interessam a agentes não envolvidos na actividade agrícola: desde os usos florestais, nomeadamente os voltados para o fornecimento de matéria-prima para a indústria da celulose; à procura de habitações e explorações agrícolas dos chamados neo-rurais e, finalmente, passam a estar sujeitos à pressão dos interesses envolvidos em outros usos para o território, quer para a instalação zonas industriais ou de indústrias, mais ou menos dispersas, em meio rural, para o turismo e lazer e, crescentemente à medida que o poder de compra e o endividamento das famílias o permitia, para estabelecimento de segundas habitações.

Com a PAC intensifica-se o êxodo agrícola que, só por si, incentiva o êxodo rural, chegando-se a um ponto em que cerca de 1/3 do território rural do continente tinha, no último censo, menos população do que em 1890 (Santos, 2011).

Intensifica-se também o processo de reconversão estrutural da agricultura com uma diminuição drástica do número de explorações agrícolas e aumento da área média por exploração, embora se mantenha no essencial a dualidade estrutural do minifúndio vs grande exploração, sendo relativamente escassos os números das explorações de dimensão média.

Em suma, de acordo com a feliz designação de Baptista (1993) entrou-se num período em que a agricultura já não unifica a economia e a sociedade rural.

Note-se que a forma como foi negociada a PAC previa, justamente, que seria necessário um grande esforço de investimento para modernizar a agricultura portuguesa. Vejamos o que sucedeu.

As contas económicas da agricultura a preços constantes, publicadas pelo INE, mostram que entre 1980 e 2009 a produção agrícola regista um crescimento reduzido (1,08 % de taxa de crescimento médio anual) à custa sobretudo do crescimento em Consumos Intermédios (1,8 % ao ano) uma vez que o VAB praticamente estagnou (crescendo apenas 0,4 % ao ano) e, o que mais importa sublinhar, com um investimento medido pela Formação Bruta do Capital Fixo (FBCF) com uma taxa média de crescimento anual de -0.22 % ao ano!

Destes valores tão decepcionantes sublinha-se o comportamento do investimento onde, apesar dos apoios europeus a fundo perdido, se verifica que apenas no ano de 1988 se ultrapassou o valor da FBCF de 1980 quando esses fundos ainda não existiam. Ou seja,

passou-se de uma situação em que os agricultores investiam com dinheiros próprios, para uma outra em que o investimento decorre essencialmente do que é obtido com apoios a fundo perdido. Isto é, deu-se uma enorme transferência de fluxos financeiros da agricultura para outras actividades.

Por seu lado, sabe-se que os apoios a fundo perdido são geradores de desperdícios, enviam mensagens erradas aos agentes económicos e impediram o Estado de recuperar parte dos mesmos para o período em que a União Europeia termine com grande parte desses apoios. Os negociadores da adesão e os seus executores, embora não o reconheçam, não podem estar satisfeitos com o trabalho realizado. Estamos, de facto, perante uma enorme oportunidade perdida!

É óbvio que estes números agregados que mostram a estagnação ou declínio escondem que, em algumas áreas e para algumas actividades, se registou investimento produtivo, se modernizou e se conseguiram aumentos de produção, de produtividade e, consequentemente de valor acrescentado. Todavia, os exemplos positivos foram contrabalançados pela extensificação – aliás incentivada pela PAC – e pelo declínio produtivo e mesmo abandono da actividade agrícola em grande parte do território.

Este é, em linhas gerais o panorama que actualmente determina as principais condicionantes internas pelo que é chegado o momento de passarmos para as condicionantes externas.

### **3. DETERMINANTES DO DR RESULTANTES DA GLOBALIZAÇÃO**

A globalização vai para além da mera integração europeia, estando na origem de um processo que influencia grandemente a direcção e intensidade dos fluxos humanos e materiais entre os diferentes territórios a uma escala global. Influenciou e influencia as migrações, aumentou exponencialmente os fluxos de trocas comerciais e alargou e intensificou a concorrência entre espaços por vezes bem distantes entre si.

Por seu lado as revoluções tecnológicas (particularmente as dos transportes e das tecnologias de informação), que tornaram possível a globalização, trouxeram consigo o domínio dos capitais voltados para a intermediação e a perda de importância relativa do capital produtivo, através da separação entre a economia real e a economia virtual que tão claramente influencia a vida das populações neste período conturbado a nível mundial.

Ao nível da intermediação comercial, nota-se a subida em flecha para os primeiros lugares da capitalização bolsista da grande distribuição e retalho, cuja influência sobre o DR é extremamente importante<sup>6</sup>. De facto, os agentes produtivos e os pequenos intermediários comerciais que abundavam no mundo rural passaram a deparar-se com uma tenaz concorrencial de carácter é global levada a cabo por agentes de cariz oligopolista: de um lado os fornecedores de maquinaria e inputs e do outro os escassos lugares de negociação com que trabalha a grande distribuição/retalho. Isto é os

<sup>6</sup> Além da importância da intermediação comercial da droga um dos sectores que mais beneficiou da globalização (Bauer, 2010)

agricultores viram em pouco tempo diminuir a procura dos seus produtos, substituídos pela abundância da oferta globalizada que, crescentemente, é garantida pela grande distribuição/retalho. Os que têm a sorte de aceder aos canais de distribuição global vêm os seus preços esmagados, mas muitos outros pura e simplesmente perderam hipóteses de acesso ao mercado, restando-lhes, quando muito, mercados locais e, mesmo assim, em concorrência com produtos que podem vir até dos antípodas.

Por seu lado, a hegemonia ideológica e política do fundamentalismo do mercado deu liberdade, praticamente irrestrita, ao capital financeiro a um ponto tal em que a intermediação financeira conseguiu atingir tal supremacia e dimensão que os seus agentes mais importantes adquiriram o estatuto de demasiado grandes para falir. Nos tempos que correm parece escusado demonstrar a afirmação anterior, todavia dois indicadores serão suficientes: por um lado os resultados para a economia mundial da falência do Lehman Brothers e por outro o facto da parte dos lucros do sector financeiro passa dos cerca de 16% do total dos lucros da corporate América em meados dos anos 80 para os cerca de 41% imediatamente antes da crise de 2008 (Johnson, 2009). Supremacia do sector financeiro que, no dizer deste autor antigo quadro dirigente do FM, significa nada mais nada menos do que uma captura do estado pela finança. E de facto, as políticas pós crise de 2007/2008 só lhe têm dado razão, pois das inúmeras promessas políticas de intervenção sobre os mercados financeiros do imediato abalo pós crise o que ficou da súbita fúria regulatória foi uma mão cheia de nada tendo o grosso das intervenções estatais servido essencialmente para sociabilizar os custos da recuperação, mantendo os benefícios na esfera privada dos mesmos que a provocaram.

A globalização dos fluxos imateriais, para além da já referida separação entre a economia real e a economia virtual, traduziu-se ainda na emergência de uma cultura global tendente à homogeneização dos comportamentos que dá origem a uma reacção dialéctica dos que se lhe opõem que assume, por vezes, formas extremamente violentas.

Todas estas rápidas e profundas transformações e em especial a emergência da economia virtual cujo crescimento desmesurado levou ao que se designa por financeirização da economia, não só influenciaram a vida em sociedade e condicionam o modo como os Estados exercem as suas funções, mas induziram também mudanças de lógica económica e do modo como se lida com a supremacia financeira.

Já se referiu acima que uma das principais mudanças decorre da supremacia da lógica financeira que ganha poder à lógica produtiva. A perda de poder e influencia do capital produtivo evidencia-se na foram extremamente rápida como as deslocalizações produtivas se verificara em todo o mundo desenvolvido, justificada com os ganhos do comércio.

Mas a financeirização tem muitos efeitos perversos para o qual apenas alguns autores chamam a atenção e que tem a ver com os incentivos que transmite à economia e à sociedade. Aqui apenas se referem dois: por um lado, a atracção do capital humano mais qualificado para o sector financeiro em detrimento do sector produtivo cujos efeitos a longo prazo ainda não é possível analisar e, por outro lado, que no curto prazo tem mais importância, a atracção

dos capitais por colocações rentistas em vez de aplicações produtivas. E é exactamente a hegemonia do capital rentista que, no dizer do Nobel da Economia, Paul Krugman, condiciona as respostas à crise, orientando as políticas dos Estados-nação para medidas de austeridade em vez de medidas expansionistas para voltar ao crescimento<sup>7</sup>.

Medidas de austeridade<sup>8</sup> que, no momento em que se escreve, são política e ideologicamente hegemónicas apesar dos desenvolvimentos da teoria económica das últimas décadas que refutam o fundamentalismo do mercado não lhes darem qualquer suporte teórico.

Toda a argumentação desta secção serve para reconhecer que a hegemonia ideológica e as políticas de austeridade implicam que a margem de manobra da intervenção estatal no fomento do desenvolvimento em geral e, em particular, para o DR nas zonas mais desfavorecidas, fica severamente amputada. E, no entanto, por muitas razões entre as quais as que se apresentam no seguimento deste texto, considera-se a intervenção do Estado como essencial para o DR.

#### 4. DESENVOLVIMENTO RURAL, ESTADO E MERCADO

É certo que o fundamentalismo de mercado defende que a intervenção do Estado não só não é necessária como é frequentemente nociva. Contra essa visão expõem-se de seguida uma série de argumentos teóricos e de senso comum que espero, sirvam para demonstrar que a intervenção do Estado<sup>9</sup> no DR tem toda a razão de ser, particularmente em contextos de declínio demográfico que são sintoma e resultado de problemas de desenvolvimento desigual. E quando se fala de intervenção do Estado, parte-se da ideia de que no mundo rural em geral e nas zonas rurais desfavorecidas (ZRD) em particular o desenvolvimento só muito dificilmente poderá ser completamente endógeno. Isto é, tanto a educação como a formação profissional e, sobretudo a inovação, dependem em grande parte de saberes e capacidades exteriores às zonas que sejam alvo de qualquer projecto de DR.

Isto não significa que se descartem as visões bottom up de desenvolvimento ou que os saberes locais não sejam importantes e, por vezes, determinantes. Pelo contrário, a abordagem bottom up, na medida em que implica a participação da população local como alvo e sujeito interveniente nas opções dos projectos é vital para o respectivo sucesso. E também se reconhece que para o sucesso de projectos de DR os saberes locais podem ser decisivos<sup>10</sup>. Não será demais sublinhar a vantagem do respectivo aproveitamento para o desenvolvimento de produtos com um grau de diferenciação que lhes dê vantagens competitivas. Diferenciação que todos os técnicos de marketing não cessam sublinhar é fundamental para quem ter sucesso no mercado dos produtos e serviços.

<sup>7</sup> *"What explains this opposition to any and all attempts to mitigate the economic disaster? I can think of a number of causes, but Kuttner makes a very good point: everything we're seeing makes sense if you think of the right as representing the interests of rentiers, of creditors who have claims from the past — bonds, loans, cash — as opposed to people actually trying to make a living through producing stuff. Deflation is hell for workers and business owners, but it's heaven for creditors."* In <http://krugman.blogs.nytimes.com/2011/06/06/the-rentier-regime/>.

Ver também Kuttner in <http://www.creditslips.org/files/kuttner-on-past-future-bkcy.pdf>.

<sup>8</sup> De facto, muitos fundamentalistas do mercado continuam a perfiar as ideias de austeridade perfiadas por Andrew Mellon, Secretário do Tesouro Americano ao tempo da grande depressão de 1929 que afirmava "liquidate labor, liquidate stocks, liquidate farmers, liquidate real estate... it will purge the rottenness out of the system. High costs of living and high living will come down. People will work harder, live a more moral life. Values will be adjusted, and enterprising people will pick up from less competent people" (Wikipedia).

<sup>9</sup> Entendido aqui como poderes públicos com actuação local, pelo que podem ser os municípios ou entidades supra-municipais ou outras de âmbito territorial localizado.

<sup>10</sup> Vejam-se os casos estudados por Rodrigo e Veiga (2008; 2010).

O nosso entendimento do DR é assim o de considerar que o Estado não se pode alhear das respectivas responsabilidades, sobretudo quando, como veremos a seguir, o Mercado é incapaz de, por si só, promover o DR.

Os desenvolvimentos da teoria económica desde a década de setenta do século passado mostram, muito claramente, os limites do Mercado. Aqui vamos apenas recorrer aos conceitos de bem público e de falha de mercado que enformam muitos dos problemas do DR e da conservação.

A poluição é o exemplo mais conhecido de falha de mercado, consubstanciando uma falha por acção, isto é, a acção dos agentes económicos provoca externalidades negativas que, por definição, não têm qualquer implicação nos preços de mercado dos produtos ou serviços que a originaram. Falhas de mercado que se estendem às externalidades positivas, isto é, quando as acções dos agentes económicos provocam um acréscimo de bem-estar para a sociedade sem que os preços dos bens e serviços delas resultantes reflectam esse acréscimo de valor.

No entanto, para além das falhas de mercado que resultam da acção dos agentes, é também importante identificar e, na medida do possível, valorizar as falhas de mercado que resultam não da acção dos agentes mas sim de fenómenos de omissão ou de ausência de acção.

Centrar na questão das falhas de mercado na questão da omissão é fulcral para o DR uma vez que é no mundo rural, sobretudo nas ZRD, que se encontram mais facilmente situações em que os estímulos de mercado não são suficientes para que algumas actividades, económica e socialmente úteis ou necessárias, sejam levadas à prática, mesmo quando essas actividades possam ter viabilidade económica. Situação que se verifica particularmente, quando o mercado deixado apenas a si só, se mostra incapaz de reverter situações de marginalização ou declínio e, muito menos, de promover o necessário desenvolvimento.

A questão teórica e prática daí resultante é a de saber se, perante o desinteresse dos agentes do mercado, essas actividades devem ou não ser realizadas e, em caso afirmativo, por quem?

A teoria económica diz-nos que, com excepção dos casos em que o próprio mercado pode resolver as falhas de mercado através das negociações previstas pelo chamado "Teorema de Coase"<sup>11</sup>, só com a intervenção do Estado é que essas falhas podem ter solução eficiente. O que sucede nas falhas de mercado por acção quando os direitos propriedade não estão bem definidos, quando há fortes assimetrias de informação ou quando os custos de transacção envolvidos em qualquer processo de negociação sejam tão elevados que inviabilizam a solução pelo mercado. Situação que caracteriza grande parte das negociações com os stakeholders envolvidos no DR.

Mas se a intervenção do Estado para resolver problemas de falhas de mercado provocadas por algumas externalidades negativas ou positivas resultantes da acção pode ser relativamente simples e pouco custosa para o Estado – como seja o estabelecimento de

<sup>11</sup> Ronald Coase ganhou o Nobel da Economia mostrando exactamente como num mundo ideal o mercado poderia chegar a soluções eficientes para o problema das externalidades sem necessidade de intervenção estatal.

coimas obrigando os responsáveis a internalizar as externalidades segundo o princípio do poluidor pagador, ou através do mercado de licenças de poluição, ou de subsídios para atender às externalidades positivas – já atender às externalidades incorridas pela não ação a situação é bastante mais complexo. Complexidade que conduz à inacção do Estado o que é particularmente agravado quando a hegemonia político-ideológica é contrária à intervenção estatal.

Aceitando-se que para resolver os problemas das falhas de mercado é exigível uma intervenção mais ou menos forte do Estado, o problema passa a ser o seguinte: por um lado, passa à questão de se procurar saber o que, num dado momento histórico, a sociedade através de escolhas democráticas e transparentes, decide sobre o grau de intervenção do Estado, sabendo-se que toda a escolha pressupõe um trade-off entre diferentes opções e, por outro lado, saber até que ponto o Estado-nação tem capacidade e poder de autonomia para decidir e aplicar recursos em actividades que vão ao arrepio da hegemonia ideológica e política dos fundamentalistas do mercado.

Temos, por um lado, os agentes económicos que reconhecem que perante os preços vigentes o mercado não fornece estímulos suficientes para se dedicarem às actividades necessárias para a dinamização do DR ou até para a simples efectivação de actividades socialmente necessárias para o mundo rural.

Mas temos também os resultados da omissão, isto é da falta de empreendedores que impede que actividades rentáveis ou potencialmente rentáveis tenham tradução prática. Note-se que o efeito mais perverso da hegemonia político-ideológica do capitalismo rentista nesta fase de financeirização é exactamente o de desviar os capitais existentes de aplicações produtivas ou de actividades necessárias logo que estas apresentem algum risco e não garantam à partida uma taxa de remuneração convidativa quando comparada com as aplicações financeiras.

O desenvolvimento destas ideias levar-nos-ia à questão da acção colectiva em geral e para a problemática desta no mundo rural português em particular. Trata-se porém de uma questão muito vasta que não pode ser tratada neste artigo. Todavia, uma das respectivas dimensões prende-se com a o modo como encarar o empreendedorismo, o que trataremos a seguir.

## **5. EMPREENDEDORISMO RURAL**

As políticas correntes de promoção do empreendedorismo de matriz neoliberal que abundam nos países anglo-saxónicos apostam, quase exclusivamente, na promoção do empresário individual<sup>12</sup>. E tendem a medir a respectiva eficácia pela criação líquida de negócios, sem qualquer preocupação com o tipo destes e com o papel que realmente desempenham no desenvolvimento territorial. São políticas que não se preocupam com distinções entre os diferentes tipos de empresário, colocando o empresário inovador (Schumpeter, 1996) ou o market maker (Casson, 2005) ao mesmo nível do mero dono de negócio ou do auto-empregado.

<sup>12</sup> "We observe that the cornerstone of entrepreneurship is the belief in individual autonomy and discretion, a liberal creed that locates agency in individuals as the primary unit for creating new activities... While such a view is widely embraced in the United States, and more generally in Anglo-Saxon countries, it is worth noting that there is considerable variation in acceptance across other nations, due in part to religious, cultural, or political factors" Hwang & Powell (2005).



Note-se que não se contesta que, tanto uns como outros, sejam importantes e merecedores de atenção teórica e prática capaz de reflectir os respectivos méritos e deméritos, mas tão-somente que não deveriam ser misturados e confundidos nas políticas de desenvolvimento territorial, nomeadamente, nas que mais apostam na promoção do empreendedorismo.

Considera-se que, para o DR e especialmente para as ZRD que abrangem o grosso do mundo rural português, a mera promoção do empresariado individual é um exercício fútil e condenado ao insucesso. De facto, a aposta na multiplicação de meros negócios individuais, muitos deles simples formas de auto-emprego, como meio de promover o DR, embora possa ter algum sucesso quantitativo, parece desajustada às características das zonas rurais, por manifesta incapacidade destes agentes de conseguirem, por si sós, dinamizar a economia e garantir o desempenho das funções empresariais necessárias para essas zonas. É isso deve-se ao facto do empresário inovador, capaz de criar mercados, ser aí uma figura ausente (Anderson 2000)<sup>13</sup>. Ausência que tem uma óbvia explicação lógica, corroborada pela investigação empírica que mostra que o capital humano se desloca para as áreas onde a procura abunda (Romer, 1994), agravando a situação das ZRD, as áreas mais fragilizadas pela dinâmica do desenvolvimento desigual, característica intrínseca do capitalismo (Krugman, 1994).

É assim legítimo duvidar da eficácia dessa opção política na medida em que, qualquer potencial empresário, mesmo oriundo ou com interesses nesses territórios, será mais atraído por zonas mais favoráveis onde as suas capacidades podem, assim o pensa, ser mais valorizadas.

Convém ter presente que, um pouco por todos os países do norte da Europa, há exemplos bem sucedidos de desenvolvimento rural onde o empreendedor individual é peça chave. Todavia, a maior parte desses exemplos está claramente ligada às condições específicas de países ricos, onde percentagens significativas da população, economicamente favorecida, desejam viver e, muitas vezes trabalhar (teletrabalho) em áreas rurais e agem individual e colectivamente para usufruir das amenidades rurais e garantir a respectiva preservação ou melhoria<sup>14</sup>. Estes casos configuram situações que, embora em termos relativos dos respectivos países possam ser consideradas como ZRD, já numa perspectiva mais ampla não podem ser qualificadas como tal. Trata-se no entanto de contextos bem diferentes do português.

De notar que isto não significa que mesmo nas ZRD de Portugal e de outros países pobres não se possam encontrar exemplos de empresários inovadores e criadores de mercado. Porém estes são casos isolados, frequentemente de muito pequena dimensão e sem capacidade de expansão, pelo que não são generalizáveis. Acresce ainda que não há razões objectivas que confirmem que a existência desses empresários se deva a qualquer tipo de política de promoção do empresariado.

Por outro lado, também se duvida da sustentabilidade e da eficácia, enquanto forma de desenvolvimento generalizada, das políticas de atracção de grandes empresas para

<sup>13</sup> Mesmo Smallbone *et al.* (1999), apesar do optimismo no que respeita às potencialidades de adaptação às condições da periferia, não escondem as suas preocupações sobre o tipo de empreendedor encontrado no seu estudo.

<sup>14</sup> Marsden (1999) refere quatro dimensões chave para o que chama de nova territorialização do espaço rural: *Massfood markets; quality food markets; agriculturally related development; and rural restructuring (non-agricultural development)*, mas, significativamente, a problemática das ZRD está ausente dessa análise (Moreira, 2004). Ver também Ploeg (2003).

essas zonas, muitas vezes transnacionais, que só aí se mantêm enquanto as condições contratuais impedirem deslocalizações.

O que importa portanto reter é que na generalidade das ZRD, com populações pobres e sem potencial para atrair novos negócios, os exemplos de sucesso de empreendedorismo individual escasseiam e a dinamização económica que são capazes de induzir não é significativa. Deste modo não servem de exemplo generalizável.

Acontece ainda que muita da promoção do empreendedorismo se destina, essencialmente, a encorajar indivíduos a criar pequenos negócios ou auto-empregar-se, o que de acordo com a ideologia neoliberal é o melhor meio de responsabilizar os cidadãos libertando o Estado de políticas mais intervencionistas. O problema é que, mesmo que se aceite que para uma ZRD ter mais negócios ou maior número de auto-empregados é melhor do que nada, é legítimo duvidar da capacidade destes negócios para imprimir uma nova dinâmica económica às regiões onde se instalam.

Acresce que a imagem positiva associada ao auto-emprego ficou muito abalada pelos trabalhos de Oughton *et al.* (2003) e Goetz (2008). Os primeiros autores mostrando modos como a economia dos pequenos negócios pode contribuir para a exclusão social, enquanto que Goetz, ao comparar os rendimentos dos auto-empregados com os salários correntes é muito claro<sup>15</sup>, concluindo que as políticas de promoção do auto-emprego<sup>16</sup>, tem como resultado global a desvalorização dos rendimentos do trabalho. Situação que, obviamente, não será a mais vantajosa para a dinamização económica.

Voltando então à questão de saber que políticas de empreendedorismo são importantes para as ZRD e para a generalidade do mundo rural, há que sublinhar que, o que importa é garantir a materialização de funções empresariais inovadoras e adaptadas às necessidades e contextos locais, capazes de dinamizar a economia e servir às necessidades das populações, em suma, promover o desenvolvimento desses territórios.

Trata-se portanto de romper com a ideologia individualista dominante e em vez do foco da política ser a promoção do empresário, passar para o centro das preocupações a promoção da função empresarial que, de acordo com o espírito e letra de Schumpeter, pode assumir muitas e variadas formas:

“Por último, como tem sido inúmeras vezes referido, a função empresarial não necessita de ser identificada com uma pessoa física e, em particular, com uma pessoa física singular. Todo o ambiente social tem o seu próprio modo de dar forma à função empresarial. Por exemplo, a prática dos agricultores neste país [referindo-se aos EUA] tem sido sucessivamente revolucionada pela introdução de métodos desenvolvidos no Departamento de Agricultura e pelo sucesso deste departamento no ensino desses métodos. Neste caso, portanto, foi o Departamento de Agricultura que agiu como empresário”. E mais à frente sublinha que “(...) a função empresarial pode ser, e muitas vezes é, desempenhada de forma cooperativa” (Schumpeter 1996:239-240, sublinhado acrescentado).

<sup>15</sup> “Since 1969, the number of self-employed rural workers has expanded by over 240 percent to 5.3 million. In comparison, there was only a 61 percent growth in rural wage and salary workers over the same period....In the last four years, self-employment earnings relative to earnings of traditional workers have reached historical lows. In 2005, the average self-employment worked earned only one-half of what wage-and-salary employees captured (\$16,851 versus \$31,596)” Goetz (2008 :1).

<sup>16</sup> Envolvendo os factores de pressão mencionados por Noorderhaven *et al.* (2004).

Trata-se de um aspecto particularmente importante para a economia e sociedade rural, particularmente nas ZRD que estão perante o seguinte dilema: ou a tendência para a marginalização não é interrompida e invertida e o resultado será cada vez menos capital humano e uma população em crescente envelhecimento, acompanhando o marasmo ou o declínio económico, ou então é possível encontrar meios de reverter essas tendências e revitalizar o dinamismo económico de modo a que sejam asseguradas condições de vida locais socialmente aceitáveis.

Assim, as questões que importa verdadeiramente colocar são, por um lado, identificar, para cada contexto, qual o tipo de funções empresariais que deverão ser promovidas para contrariar as tendências para a marginalização e, por outro lado, definir o âmbito e a intensidade de intervenção de Estado considerada como indispensável.

Esta é uma questão premente, habitualmente negligenciada, uma vez que os problemas que afectam as zonas rurais vão além da escassez de oportunidades residindo, sobretudo, na ausência de mercados ou, quando estes existem, no facto dos sinais que transmitem não serem suficientemente atrativos para suscitar a criação de negócios capazes de providenciar aos seus detentores rendimentos aceitáveis e/ou reconhecimento social. Esta é a razão essencial para reconhecer que, como já tinha sido referido, tentar incentivar a emergência de empresários individuais ou atraí-los de fora, parece um objectivo fútil, a não ser que se consigam reunir quantitativos substanciais de ajudas direccionadas para esse fim, o que usualmente não acontece, uma vez que as ZRD, também o são porque não têm visibilidade nem influência política<sup>17</sup>.

Pelas razões aduzidas, parece então lógico inferir que para interromper e/ou reverter as tendências de declínio das ZRD e mesmo para promover o DR nas zonas menos desfavorecidas, é necessário procurar vias alternativas que, sem excluir as soluções individuais, procurem outro tipo de abordagem teórica e operacional ao problema. Defende-se assim uma abordagem baseada na ideia de função empresarial necessária e nos conceitos de falhas de mercado e de falhas de Estado.

## 5.1 EQUIPARAR A PROMOÇÃO DA FUNÇÃO EMPRESARIAL NECESSÁRIA À PROMOÇÃO DE BENS PÚBLICOS

Segundo a ortodoxia económica, a função empresarial está na estrita dependência do funcionamento normal do mercado o que equivale a dizer que, tirando o caso particular dos bens públicos ou da filantropia, só há função empresarial se houver viabilidade económica, aferida pelos resultados económicos conseguidos no mercado<sup>18</sup>. Porém, como já se referiu, no mundo real nem sempre há mercado, mesmo quando há potencial para produzir bens ou quando se trata de serviços necessários, seja para a vida social das comunidades, seja para o bom funcionamento da economia local.

Ou seja, onde o mercado funciona, é através dele que as empresas obtêm os meios para garantir a sua viabilidade, pelo menos parcialmente, já quando o mercado não existe ou se mostra incapaz de transmitir os sinais e incentivos necessários para a manutenção

<sup>17</sup> Já para não falar dos riscos de deslocalização de quem aí se instale apenas atraído por incentivos temporários, a não ser que se trate de explorar recursos ou condições favoráveis ainda não exploradas, o que não é o caso da maioria das ZRD.

<sup>18</sup> A questão da viabilidade torna-se mais complexa quando alguns custos não são valorizados aos preços de mercado como acontece quando a lógica de mercado não domina totalmente, como nas empresas familiares.

da atividade económica existente, então a exequibilidade e a viabilidade económica do negócio só é possível com recurso à filantropia ou através da intervenção do Estado<sup>19</sup>.

Mas é no mundo rural e particularmente nas ZRD que a necessidade de assegurar funções empresariais necessárias se torna vital<sup>20</sup>, pois de outro modo, sobretudo em resultado das dinâmicas de mercado sujeitas às determinantes da globalização, não se conseguem atingir padrões de vida socialmente aceitáveis, acentuando-se o declínio. Para desfazer esse nó Górdio defende-se que a dinamização económica passa por tratar as funções empresariais necessárias como se fossem bens públicos<sup>21</sup>.

Operacionalizar esta ideia implica portanto que sejam identificadas quais as funções empresariais que devem ser consideradas como merecedoras de tratamento idêntico ao dos bens públicos. O que varia de caso para caso.

Todavia, importa reter que nesta perspectiva, as funções empresariais necessárias iriam para além da mera produção e manutenção dos bens públicos já existentes e seriam chamadas a atender, de acordo com prioridades a definir, a outros objectivos que mereçam tratamento idêntico ao do bem público.

Em suma, trata-se de promover funções empresariais úteis para as sociedades locais e, muitas vezes vitais para a sobrevivência económica dos empresários individuais, que o mercado nunca será capaz de levar a cabo, por manifesta falta de rentabilidade, mas também aquelas que respondam a situações em que a falta de iniciativa empresarial impede que o mercado funcione. Casos em que se recomenda a concessão de estímulos iniciais para iniciar actividades que possam servir como exemplos demonstrativos.

Finalmente, outro aspecto a ter em conta prende-se com a necessidade de articular aqueles objectivos com a questão da inovação, central ao pensamento de Schumpeter, como instrumento necessário para introduzir um novo dinamismo económico no mundo rural. Particularmente quando se sabe que aí o que abunda são agentes atomizados, de pequena dimensão e fraca preparação, muitas vezes apenas ligados parcialmente ao mercado, como acontece com muitos dos negócios familiares, agrícolas ou outros cuja capacidade de dinamização económica é, obviamente, muito limitada.

Consequentemente defende-se que para o mundo rural e para as ZRD em particular o mais importante não é a promoção do empresariado de cariz individual, mas sim encontrar meios que assegurem que as funções empresariais necessárias se tornem realidade, seja quem for que as ponha em prática.

Um exemplo que esteve bem presente neste projecto prende-se com a prevenção e combate aos incêndios rurais que constituem um exemplo de um bem público, ninguém o contesta. Ora se pensarmos que um dos métodos de diminuição da biomassa acumulada pode ser uma pastorícia dedicada e esse fim, é um método barato que tem sinergias com outros métodos de prevenção e pode dar origem a externalidades positivas para as sociedades

<sup>19</sup> Intervenção do Estado entendida no sentido lato, podendo incluir a ação de autoridades locais. Situações que tanto podem ser virtuosas como, por vezes, podem contribuir para o favorecimento de interesses particulares, para não mencionar a corrupção.

<sup>20</sup> Particularmente funções empresariais inovadoras para esse território, o que não significa que o sejam em termos absolutos.

<sup>21</sup> Contrariando a visão dos economistas ortodoxos que apenas reconhecem legitimidade ao Estado para assegurar a produção e manutenção de um conjunto restrito de bens públicos (Kaul & Mendoza, 2003).

locais e até para o crescimento do PIB<sup>22</sup>, então estamos perante uma função empresarial necessária (Moreira, 2008). Todavia, tardam as iniciativas empresariais que decididamente se empenhem nesse projecto pelo que, dada a omissão do mercado, se defende que essa função empresarial que envolva uma pastorícia dedicada ao controlo da biomassa seja considerada como equiparada a um bem público e, conseqüentemente, defende-se a intervenção estatal no sentido de criar todas as condições para que se torne realidade.

## 6. NOTAS CONCLUSIVAS

Embora a PAC tenha vindo a dar crescente importância ao DR há aspectos que tanto de um ponto de teórico, como em resultado da aplicação prática, que em nosso entender não têm tido a atenção que merecem.

Esta reflexão traz consigo uma preocupação metodológica, consubstanciada no reconhecimento da necessidade de analisar tanto o contexto nacional e as raízes históricas e culturais que cimentam a vida em sociedade no mundo rural, mas também na consideração das determinantes exteriores, nomeadamente as que resultam da globalização. Parte-se então para uma incursão sobre o que, em nosso entender, devem ser os conceitos teóricos indispensáveis para qualquer abordagem ao DR.

A nossa interpretação, embora fora da corrente ideológica actualmente hegemónica, impõe a intervenção do Estado, embora não necessariamente de acordo como uma visão redutora e estatizante da economia.

Para tal parte-se da necessidade de avaliar todos os custos, incluindo os sociais, resultantes do declínio e abandono de grande parte do mundo rural em Portugal, indispensável ao ancorar de qualquer diagnóstico e proposta de acção assente em bases mais sólidas do que a que são habitualmente seguidas. A partir daí recorre-se ao conceito das falhas de mercado como fulcro da questão. Todavia não nos quedamos apenas nas falhas de mercado que resultam da acção, as que pressupõem que o mercado está activo, mas também se sublinha a necessidade de atender às falhas de mercado que decorrem da omissão, ou não acção, ou seja da ausência de mercado.

Dentro delas passa-se a uma análise crítica das propostas de fomento do empreendedorismo para defender que mais do que o empreendedorismo individual o que falta é a promoção das funções empresariais necessárias e que, para o DR e particularmente para o desenvolvimento das ZRD seria de todo o interesse que a função empresarial necessária fosse equiparada a um bem público.

<sup>22</sup> Dinamizando o sector pecuário dos pequenos ruminantes, criando emprego e contribuindo para aumentar a produção de carne, leite ou queijo e assim substituir importações.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson, A. (2000) *Paradox in the periphery: an entrepreneurial reconstruction?* *Entrepreneurship & Regional Development* 12, 91 -109.
- Baptista, F. O. (1993 ). *Agricultura, Espaço e Sociedade Rural*, Coimbra, Fora de Texto.
- Bauer, A. (2010) "La globalisation du crime", *Pouvoirs*, nº 132/1, pp.5-16.
- Casson, M. (2005). Entrepreneurship and the theory of the firm. *Journal of Economic Behavior & Organization*. Volume 58, Issue 2, 327-348
- Goetz, S. (2008). Self-Employment in Rural America: The New Economic Reality, in *Rural Realities*, Vol. 2, Issue 3, pp-1-12.
- Hwang, H. & Powell, W. (2005), "Institutions and Entrepreneurship" chapter 9 of *The Handbook of Entrepreneurship*, Kluwer Publishers, pp. 179-210 (available in the Web [www.stanford.edu/group/song/papers/HwangPowell.pdf](http://www.stanford.edu/group/song/papers/HwangPowell.pdf)).
- Kaul, I. & Mendoza, R. (2003). "Advancing the Concept of Public Goods" in Kaul, I., Conceição, P., Le Goulven, K. & Mendoza, R. (Eds.) *Providing Global Public Goods. Managing Globalization*, New York, The United Nations Development Program, Oxford University Press.78-111.
- Krugman, P. (1994) *Rethinking International Trade*. Cambridge, MIT Press.
- Marsden, T. (1999). "Beyond Agricultural? Towards Sustainable Modernisation", in Redclift, M.J. Lekakis and G. Zaniias (eds.) *Agricultural and World Trade Liberalisation: Socio-environmental Perspectives on the Common Agricultural Policy*, CABI Publishing, Wallingford (UK) and New York (USA). pp. 238-261.
- Moreira, M. B. (2008). "A pastorícia como prevenção dos fogos rurais: a necessidade de um novo empreendedorismo", in Moreira & Coelho (eds.) *A Silvopastorícia na Prevenção ds Fogos Rurais*, Lisboa, ISAPress, pp. 99-121.
- Moreira, M. B. (2004). "La Nueva Territorialización del Espacio Rural en el Contexto de la Globalización: El Espíritu Emprendedor en las Áreas Marginales", in *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, Volúmen 1, Número 1, Enero-Junio 2004, pp. 85-100.
- Oughton, E., Wheelock, J. & Baines, S. (2003) Inclusion in Rural Households: a Comparative Analysis. *Sociologia Ruralis*, Vol. 43 (4) - 331-348.
- Ploeg, J. van der (2003). *The Virtual Farmer: Past, Present and Future of the Dutch Peasantry*, Wagenin, Royal van Gorcum.
- Rodrigo I. & Veiga, F. (2008), "Portugal: Natural Resources, Sustainability and Rural Development", in Bruckmeier, Karl & Hilary Tovey (eds.), *Rural Sustainable Development in the Knowledge Society*, London, Ashgate, pp. 203-221.
- Rodrigo I. & Veiga, F. (2010), "From the local to the global: Knowledge dynamics and economic restructuring of local food", in Fonte, Maria & Apostolos Papadopoulos (eds.), *Naming Food After Places: Food Relocalisation and Knowledge Dynamics of Rural Development*, London, Ashgate, pp. 127-148.

Romer, P. (1994). "The Origins of Endogenous Growth", in *The Journal of Economic Perspectives*, Vol. 8, Number 1, Winter, pp. 3-22.

Santos, H. P. (2011), "comunicação às Jornadas de encerramento e divulgação de resultados do Projecto Nascentes para a Vida" organizado pela EPAL.

Schumpeter, J. (1996). *Ensaio. Empresários, Inovação, Ciclos de Negócio e Evolução do Capitalismo*, Oeiras, Celta. Tradução portuguesa do livro Schumpeter, J. (1989). *Essays on Entrepreneurs, Innovations, Business Cycles, and the Evolution of Capitalism* (edited by Richard Clemence), New Brunswick and Oxford, Transaction Publishers, 341 pages.

Smallbone, D., North D. & Kalantaridis, C. (1999) Adapting to peripherality: a study of small rural manufacturing firms in northern England. *Entrepreneurship & Regional Development* 11, 109 – 127

## **Ficha Técnica**

Título e subtítulo	Gestão de Serviços dos Ecossistemas em Bacias Hidrográficas
Edição	EPAL - Empresa Portuguesa das Águas Livres, S.A.
Paginação e Design	Gabinete de Imagem e Comunicação da EPAL
Impressão	Rolo e Filhos II, SA
Tiragem	500
Depósito Legal:	
Ano	2011
ISBN	978-989-97459-6-4