

# **Quantificação, valoração e mapeamento de serviços de ecossistema na bacia superior do Rio Sabor (concelho de Bragança)**

**Ana Paula da Palma Rodrigues**

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança  
para obtenção do Grau de Mestre em Gestão de Recursos  
Florestais*

Orientado por  
**João Carlos Martins Azevedo**  
**Cristina Marta-Pedroso**

**Bragança  
2015**





## **Agradecimentos**

A realização deste trabalho não teria sido possível sem a ajuda e estímulo de várias pessoas que contribuíram para a sua concretização e às quais desejo expressar o meu profundo agradecimento.

Agradeço sinceramente ao meu orientador Professor Doutor João Carlos Azevedo da Escola Superior Agrária de Bragança, pela oportunidade que me concedeu em realizar este estudo, pela enorme disponibilidade, forma sábia e pragmática como orientou o trabalho, pelo incentivo, compreensão e confiança que sempre me transmitiu e pela infinita paciência que demonstrou em momentos, para mim, particularmente difíceis.

Agradeço à Doutora Marta Cristina-Pedroso pela orientação, disponibilidade no esclarecimento de dúvidas e revisão do trabalho.

Agradeço ao Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) e, em concreto, ao Engenheiro Eduardo Silva Alves que, na qualidade de Chefe da Divisão de Licenciamento e Avaliação de Projetos, desde o primeiro momento autorizou o acesso a bases de dados e a utilização de informação sem a qual não teria sido possível concretizar parte deste estudo.

Agradeço aos meus colegas do ICNF Fernando Ribas e José Luis Rosa que se prestaram a apoiar-me na cedência de informação e dados fundamentais para o trabalho.

Agradeço ao meu colega Ângelo Sil pela sua simpatia, palavras de apoio, partilha de conhecimentos e ajuda preciosa na preparação da informação.

Agradeço à minha família e, em especial aos meus pais, que sempre me incentivaram e apoiaram em todos os momentos.

Agradeço de forma especial às minhas queridas filhas Joana e Rita porque sempre me motivaram e deram força para seguir em frente e porque, apesar de muito jovens, foram capazes de perceber, à sua maneira, a importância de concretizar este projeto. É a elas que dedico este trabalho.

Este trabalho foi parcialmente financiado por Fundos FEDER através do Programa Operacional Fatores de Competitividade - COMPETE e por Fundos Nacionais através da FCT - Fundação para a Ciência e a Tecnologia, no âmbito do projeto FCOMP – 01-0124-FEDER-027863 (IND\_CHANGE).

## Resumo

O estudo desenvolvido no âmbito desta dissertação pretendeu contribuir para o conhecimento dos serviços de ecossistema fornecidos na bacia superior do Rio Sabor, uma área situada no nordeste de Portugal, no concelho de Bragança. Foram avaliados quatro serviços de aprovisionamento (produção de cogumelos silvestres, produção agrícola, produção de lenha e produção de madeira) e dois serviços de recreio (caça e pesca). Com base em dados provenientes de estatísticas oficiais, bases de dados institucionais e cartografia de uso e ocupação do solo procedeu-se à quantificação física, valoração económica e mapeamento das alterações dos serviços ocorridas entre 1990 e 2006. As estimativas obtidas, realizadas com base na produção atual (procura) e aplicando o método dos preços de mercado, permitiram verificar que os serviços analisados contribuíram para a atividade económica com cerca de 10,5 milhões € em 1990 e com 8,2 milhões € em 2006, o que representou um decréscimo de 21%.

Os cenários de alteração da paisagem desenvolvidos para 2020, permitiram verificar que a expansão das áreas de floresta é o cenário mais favorável ao fornecimento dos serviços de produção de cogumelos silvestres, produção de lenha e produção de madeira. Se a tendência de evolução da paisagem ocorrida entre 1990 e 2006 se mantiver no sentido da expansão das florestas, é exetável um aumento da oferta destes serviços de ecossistema na região da bacia superior do Rio Sabor.

**Palavras-passe:** *Serviços de ecossistema; serviços de aprovisionamento; serviços de recreio; valoração económica; mapeamento.*

## Abstract

The study conducted in this dissertation aimed to contribute to the knowledge of ecosystem services provided in the Sabor river's upper basin, an area located in northeastern Portugal, Bragança. We evaluated four provisioning services (wild mushrooms production, agricultural production, firewood production and timber production) and two cultural services (game and fisheries). Based on data from official statistics, institutional databases and land use/land cover change mapping, economic valuation and mapping of services changes were quantified for 1990 and 2006. The estimates, made on the basis of current production (demand) and applying the market prices method indicated that the services analyzed contributed to the economic activity in the area with near € 10.5 million in 1990 and € 8.2 million in 2006. There was a decrease of 21% in the value of these services within the period under consideration.

The landscape change scenarios developed for 2020 indicate that the forest areas expansion is the best-case scenario in terms of wild mushrooms production, timber production and firewood production provision. If the trend observed between 1990 and 2006 towards the expansion of forests is maintained in the future it can be expected an increase in the supply of these ecosystem services in Sabor river's upper basin.

**Palavras-passe:** *Ecosystem services; provisioning services; recreation services; economic valuation; mapping.*



# Índice geral

<b>1. Introdução</b> .....	1
<b>2. Revisão bibliográfica</b> .....	3
2.1. O conceito de serviços de ecossistema.....	3
2.2. Classificação dos serviços de ecossistema.....	5
2.3. Importância dos serviços de ecossistema.....	9
2.4. Avaliação dos serviços de ecossistema.....	11
2.4.1. Avaliação qualitativa.....	11
2.4.2. Avaliação quantitativa.....	12
2.4.3. Avaliação valorativa.....	12
2.5. Valor económico dos serviços de ecossistema.....	13
2.5.1. Limitações da valoração económica dos serviços de ecossistema.....	15
2.5.2. Diferença entre “valor” e “preço”.....	15
2.5.3. Valor económico total (TEV).....	17
2.5.4. Métodos de valoração económica dos serviços de ecossistema.....	20
2.6. Mapeamento de serviços de ecossistema.....	25
2.7. Valorização dos serviços de ecossistema.....	27
<b>3. Serviços de ecossistema em estudo</b> .....	29
3.1. Caracterização genérica dos serviços de ecossistema.....	29
3.2. Exemplos de trabalhos desenvolvidos sobre quantificação, valoração e mapeamento dos serviços de ecossistema.....	35
<b>4. Material e métodos</b> .....	40
4.1. Área de estudo.....	41
4.2. Bases cartográficas.....	43
4.3. Quantificação dos serviços de ecossistema.....	44
4.3.1. Provisão de cogumelos silvestres.....	45
4.3.2. Provisão agrícola.....	48
4.3.3. Provisão de lenha.....	49
4.3.4. Provisão de madeira.....	50
4.3.5. Recreio (caça e pesca).....	51
4.4. Valoração económica dos serviços de ecossistema.....	52
4.4.1. Serviços de aprovisionamento.....	52
4.4.2. Serviços de recreio (caça e pesca).....	54
4.5. Mapeamento da provisão e do benefício obtido dos serviços de ecossistema.....	56
4.6. Construção de cenários alternativos de evolução da paisagem (2006-2020).....	56
<b>5. Resultados e discussão</b> .....	60
5.1. Alterações do uso e ocupação do solo entre 1990 e 2006.....	60

5.2. Provisão e valor económico dos serviços de ecossistema em 1990 e 2006.....	62
5.2.1. Serviços de aprovisionamento .....	62
5.2.2. Serviços de recreio.....	69
5.2.3. Agregação dos valores económicos dos serviços de ecossistema .....	70
5.3. Mapeamento dos serviços de ecossistema em 1990 e 2006 .....	71
5.3.1. Serviços de aprovisionamento .....	72
5.3.2. Serviços de recreio.....	79
<b>6. Conclusões .....</b>	<b>85</b>
<b>7. Bibliografia.....</b>	<b>88</b>
<b>8. Anexos.....</b>	<b>99</b>

## Índice de tabelas

<b>Tabela 1</b> - Classificação dos serviços de ecossistema segundo as iniciativas MEA .....	8
<b>Tabela 2</b> – Limitações da valoração económica dos serviços de ecossistema. ....	16
<b>Tabela 3</b> – Componentes do Valor Económico Total (TEV). ....	19
<b>Tabela 4</b> – Abordagens e métodos de valoração monetária dos bens e serviços de ecossistema	22
<b>Tabela 5</b> - Indicadores biofísicos e económicos usados na avaliação dos serviços de ecossistema na bacia superior do Rio Sabor. ....	40
<b>Tabela 6</b> - Espécies de macrofungos comestíveis selecionadas para avaliação do serviço de provisão de cogumelos silvestres. ....	45
<b>Tabela 7</b> - Produtividade média anual de cogumelos silvestres, por espécie e por habitat (kg/ha/ano). ....	47
<b>Tabela 8</b> – Equações alométricas de Montero et al. (2005) utilizadas na quantificação do serviço de provisão de lenha. ....	50
<b>Tabela 9</b> - Preços pagos ao coletor (€/kg), em 2003, referidos por Garcia et al. (2006) para as espécies de cogumelos silvestres em estudo. ....	53
<b>Tabela 10</b> - Preço pago por jornada e tipo de caçador, de acordo com a tipologia da zona de caça. ....	55
<b>Tabela 11</b> - Descrição dos cenários alternativos de evolução da paisagem .....	57
<b>Tabela 12</b> – Resumo dos dados usados para estimativa da quantidade de lenha disponível na paisagem em 2006 e 2020. ....	58
<b>Tabela 13</b> – Resumo dos dados usados para estimativa da quantidade de madeira de pinheiro-bravo disponível na paisagem em 2006 e 2020. ....	59
<b>Tabela 14</b> – Variação da produção dos serviços de aprovisionamento (1990-2006). ....	62
<b>Tabela 15</b> – Variação do valor dos serviços de aprovisionamento (1990-2006). ....	63
<b>Tabela 16</b> – - Variação da provisão e valor económico do serviço de produção de cogumelos silvestres (1990 e 2006). ....	63
<b>Tabela 17</b> - Variação da provisão e valor económico do serviço de produção agrícola (1990 e 2006). ....	66
<b>Tabela 18</b> - Variação da provisão e valor económico do serviço de produção de lenha (1990 e 2006). ....	68
<b>Tabela 19</b> - Variação da provisão e valor económico do serviço de produção de madeira (1990 e 2006). ....	69
<b>Tabela 20</b> – Variação da produção dos serviços de aprovisionamento (1990-2006). ....	69
<b>Tabela 21</b> – Variação do valor dos serviços de aprovisionamento (1990-2006). ....	69
<b>Tabela 22</b> – Variação do valor económico agregado dos serviços de ecossistema (1990-2006). ....	70
<b>Tabela 23</b> – Variação da área das categorias de uso e ocupação do solo em função de cada cenário simulado (2006-2020). ....	80
<b>Tabela 24</b> – Variação da provisão e valor económico dos serviços de aprovisionamento, em função de cada cenário simulado (2006-2020). ....	82

## Índice de figuras

<b>Figura 1</b> - Enquadramento geográfico da bacia superior do Rio Sabor. ....	41
<b>Figura 2</b> – Variação do uso e ocupação do solo em termos de área ocupada por categoria (1990-2006).....	60
<b>Figura 3</b> – Contributo das espécies (%) para a produção (ton) e para o valor económico (€) dos cogumelos silvestres. ....	65
<b>Figura 4</b> – Variação da produção e do valor económico em termos de categorias agrícolas (leite, carne, mel, culturas temporárias, prados e pastagens permanentes e culturas permanentes) (1990-2006). ....	67
<b>Figura 5</b> – Contribuição (%) dos serviços de aprovisionamento e dos serviços de recreio para o benefício económico total (1990 e 2006). ....	71
<b>Figura 6</b> – Distribuição espacial do serviço de produção de cogumelos silvestres (ton/ha/ano) e da variação da produção entre 1990 e 2006 (ton/ha/ano). ....	72
<b>Figura 7</b> – Distribuição espacial do serviço de produção agrícola (ton/ha) e da variação da produção entre 1990 e 2006 (ton/ha/ano). ....	74
<b>Figura 8</b> – Variação (%) do uso e ocupação do solo nas freguesias da bacia superior do Rio Sabor (1990-2006).....	75
<b>Figura 9</b> – Distribuição espacial do serviço de produção de lenha (ton/ha) e da variação da produção entre 1990 e 2006 (ton/ha/ano). ....	76
<b>Figura 10</b> – Variação (%) do uso e ocupação do solo (carvalhais, azinhais e outras folhosas) nas freguesias da bacia superior do Rio Sabor (1990-2006).....	77
<b>Figura 11</b> – Distribuição espacial da variação da produção de madeira entre 1990 e 2006 (m <sup>3</sup> /ha/ano). ....	78
<b>Figura 12</b> – Distribuição espacial do serviço de recreio caça (jor/ha) e variação da provisão entre 1990 e 2006 (jor/ha/ano).....	79
<b>Figura 13</b> – Mapas dos cenários alternativos de evolução da paisagem (2006-2020). ....	81

## Índice de anexos

<b>Anexo I</b> - Dados relativos à estrutura das explorações agrícolas (número e superfície agrícola utilizada), em 1989 e 2009, nas freguesias abrangidas pela bacia superior do Rio Sabor.....	i
<b>Anexo II</b> – Variação da produção agrícola animal e vegetal, entre 1989 e 2009, nas freguesias abrangidas pela bacia superior do Rio Sabor.....	i
<b>Anexo III</b> – Evolução do número médio de jornadas de caça menor praticadas nas zonas de caça abrangidas pela bacia superior do Rio Sabor.....	ii
<b>Anexo IV</b> – Evolução do número médio de exemplares de caça menor abatidos nas zonas de caça abrangidas pela bacia superior do Rio Sabor.....	ii
<b>Anexo V</b> – Evolução do número médio de exemplares de caça maior (javali) abatidos nas zonas de caça abrangidas pela bacia superior do Rio Sabor.....	ii
<b>Anexo VI</b> - Dados relativos à cartografia de uso e ocupação do solo na bacia superior do Rio Sabor, nos anos 1990 e 2006 (COS90 e COS06). .....	iii
<b>Anexo VII</b> - Habitats produtores de cogumelos silvestres comestíveis considerados no estudo. vi	
<b>Anexo VIII</b> - Fontes bibliográficas usadas para estimar a produtividade média anual dos cogumelos silvestres (kg/ha/ano).....	vii
<b>Anexo IX</b> - Fontes bibliográficas e origem dos dados usados na estimativa do serviço de produção agrícola. ....	ix



# 1. Introdução

Serviços de ecossistema são os componentes dos ecossistemas utilizados, ativa ou passivamente, para produzir bem-estar humano (Boyd & Banzhaf 2007, Fisher et al. 2009). Entre estes contam-se, por exemplo, os alimentos, matérias-primas como a madeira, a lenha e as fibras, serviços ecológicos como a regulação climática e a prevenção da erosão, ou ainda benefícios imateriais que contribuem para o bem-estar espiritual e emocional do Homem, como o recreio e o turismo.

A redução dos serviços prestados pelos ecossistemas, em resultado da sua degradação ou da procura crescente de determinados serviços, tem como consequência um efeito negativo no bem-estar humano. A não atribuição de valor económico a grande parte dos serviços de ecossistema tem conduzido à degradação dos ecossistemas e, por vezes, à sua perda. A falta de informação sobre o valor dos serviços de ecossistema não permite que esta questão seja incorporada na tomada de decisões nem que sejam tomadas opções de gestão que promovam os níveis adequados de serviços de ecossistema. Uma forma possível de contrariar este problema é tornar operacional a ideia de serviços de ecossistema através da valoração económica.

O valor económico de um serviço de ecossistema é uma medida do bem-estar que as pessoas obtêm com o consumo de um bem ou serviço e varia com a quantidade consumida desse bem ou serviço (Madureira et al. 2013, Marta-Pedroso et al. 2014). Trata-se de um ferramenta útil que permite entender os ecossistemas como ativos do capital de um país ou região (Daily et al. 2000), podendo fornecer um contributo valioso em vários contextos políticos e económicos. Quando a valoração económica dos serviços de ecossistema é associada à sua quantificação biofísica e mapeamento, cria-se um instrumento de trabalho de grande utilidade pois, de forma espacialmente explícita, é possível identificar e priorizar problemas, sinergias e *trade-offs* entre diferentes serviços de ecossistema.

O estudo desenvolvido no âmbito desta dissertação pretendeu avaliar diversos serviços de ecossistema fornecidos na bacia superior do Rio Sabor. Trata-se de uma área com cerca de 30.650 ha situada no nordeste de Portugal Continental, no concelho de Bragança, maioritariamente inserida no Sistema Nacional de Áreas Classificadas e, portanto, com reconhecida importância em termos de conservação da natureza e da biodiversidade.

Realizou-se a quantificação biofísica, a valoração económica e o mapeamento de quatro serviços de aprovisionamento (produção de cogumelos silvestres, produção

agrícola, produção de lenha e produção de madeira) e dois serviços de recreio (caça e pesca). Recorreu-se a dados provenientes de estatísticas oficiais, a bases de dados institucionais e à cartografia de uso e ocupação do solo relativa aos anos de 1990 e 2006. Os principais objetivos do trabalho podem assim ser traduzidos nas seguintes questões:

- Quanto valem, em termos monetários, os serviços de provisão e os serviços de recreio fornecidos pela paisagem da bacia superior do Rio Sabor?
- Como estão atualmente distribuídos na paisagem os diversos serviços de provisão e de recreio estudados?
- Que dinâmica se observou nestes serviços de ecossistema no passado recente em consequência das alterações na paisagem?
- Que dinâmica da paisagem se espera para o futuro e que consequências terá na disponibilidade dos serviços de ecossistema?

Para responder a estas questões, o trabalho foi estruturado em seis capítulos principais. À introdução segue-se, no capítulo 2, uma revisão bibliográfica onde se contextualiza a temática dos serviços de ecossistema, dando ênfase às questões da valoração económica e do mapeamento. O capítulo 3 caracteriza genericamente cada um dos serviços de ecossistema estudados e apresenta exemplos de trabalhos desenvolvidos sobre quantificação, valoração e mapeamento desses serviços. O capítulo 4 descreve a metodologia aplicada na avaliação e mapeamento dos diversos serviços avaliados. O capítulo 5 é dedicado à apresentação e discussão dos resultados relativos à quantificação biofísica, à valoração e ao mapeamento dos seis serviços de ecossistema, com base em dinâmicas de uso e ocupação do solo. Finalmente, o último capítulo resume as principais conclusões do estudo.

## 2. Revisão bibliográfica

### 2.1. O conceito de serviços de ecossistema

O conceito de serviços de ecossistema tornou-se fundamental para compreender a forma como o ser humano interage com o meio natural (Thorsen et al. 2014). Este conceito tem origem na economia ecológica, ambiental ou dos recursos naturais onde o valor da natureza, e dos serviços por ela prestados, é a componente central (Azevedo 2012). Desenvolveu-se a partir de meados dos anos 70 do séc. XX, primeiro através de abordagens utilitárias das funções dos ecossistemas com o objetivo de aumentar o interesse público pelos aspetos da conservação da biodiversidade e, posteriormente, através de abordagens centradas no valor económico dos serviços de ecossistema (Gómez-Baggethun et al. 2010).

O termo “serviços de ecossistema” foi usado pela primeira vez por Ehrlich & Ehrlich, em 1981, na sequência da publicação *Extinction: The causes and consequences of the disappearance of the species* (Hermann et al. 2011), mas só em 1997 captou as atenções com as publicações de Gretchen Daily, *Nature Services: Societal Dependence on Natural Ecosystem* (Daily 1997), e de Robert Costanza, *The value of the world's ecosystem services and natural capital* (Costanza et al. 1997). A partir desta altura, os serviços de ecossistema tornaram-se um campo de pesquisa em crescimento surgindo numerosas publicações e iniciativas que representam marcos na investigação sobre o tema (p. ex. de Groot 1992, Pearce 1993, Pimentel et al. 1997, Wilson & Carpenter 1999, Daily et al. 2000). Em quase três décadas, cresceu exponencialmente o número de publicações dedicadas a esta temática (Fisher et al. 2009) aparecendo numerosos trabalhos que discutem o conceito no sentido de o tornar mais claro e operativo. Diversas funções dos ecossistemas foram caracterizadas como serviços, valoradas e incorporadas em mercados e mecanismos de pagamento (Gómez-Baggethun et al. 2010) e multiplicaram-se os esforços para avaliar e monitorizar um número crescente de ecossistemas e serviços (Pereira et al. 2009).

Apesar da enorme quantidade de trabalhos produzidos sobre serviços de ecossistema, o conceito continua em evolução encontrando-se na literatura diversas definições. Estas definições sugerem que embora haja uma ampla concordância sobre a ideia geral de serviços de ecossistema, não existe uma padronização do conceito sendo aplicados múltiplos e distintos termos, dependendo da origem ecológica ou económica da abordagem (Ojea et al. 2012, Häyhä & Franzese 2014).

Daily (1997) definiu serviços de ecossistema como sendo as condições e os processos a partir dos quais os ecossistemas naturais, e as espécies que os constituem, sustentam e permitem a vida humana. Para a autora, serviços de ecossistema estão relacionados com “condições e processos” e ilustram uma interação entre a ecologia e o bem-estar humano. A definição de Daily apresentava já uma perspectiva económica na medida em que o conceito proposto se centra no bem-estar humano (Brown et al. 2007).

O trabalho pioneiro de Costanza et al. (1997) apresenta a primeira estimativa do valor económico de diversos serviços de ecossistema em vários biomas do mundo, definindo-os como “os benefícios que as sociedades obtêm, direta ou indiretamente, das funções dos ecossistemas”. Mais tarde, a iniciativa *Millennium Ecosystem Assessment* (Alcamo et al. 2003) com base nos trabalhos desenvolvidos por Costanza et al. (1997) e Daily (1997), simplifica o conceito e define serviços de ecossistema como “os benefícios que as sociedades obtêm dos ecossistemas”.

Vários autores, como Boyd & Banzhaf (2007), Bateman et al. (2011b) e Haines-Young & Potschin (2013), propõem uma definição mais pragmática baseada numa perspectiva económica incluindo no conceito de serviços de ecossistema apenas os produtos finais da natureza diretamente consumidos ou utilizados para produzir bem-estar na sociedade. Para estes autores, serviços de ecossistema são os componentes da natureza diretamente utilizados ou consumidos para a produção de bem-estar humano. Correspondem a serviços finais na medida em que são os *outputs* dos ecossistemas. São, portanto, “coisas ou características” e não “funções ou processos” que representam os serviços intermédios do ecossistema. Esta abordagem permite que os serviços de ecossistema sejam contabilizados, avaliados e reconhecidos pelos mercados e agentes envolvidos na decisão, sem correr o risco de contabilizações duplicadas (uma vez que o valor dos produtos intermédios já está incluído no valor dos produtos finais) (Boyd & Banzhaf 2007, Bateman et al. 2011a).

Baseando-se na abordagem de Boyd & Banzhaf (2007), Fisher et al. (2009) definem serviços de ecossistema como os componentes dos ecossistemas utilizados, ativa ou passivamente, para produzir bem-estar humano. Correspondem a fenómenos ecológicos que não têm obrigatoriamente um uso direto. Ao contrário de Boyd & Banzhaf (2007), Fisher et al. (2009) consideram que os processos e as funções dos ecossistemas podem ser considerados serviços se foram consumidos ou utilizados, direta ou indiretamente, pelo ser humano. Logo, existe serviço sempre que existir benefício para a sociedade.

O conceito de serviços de ecossistema é, portanto, totalmente antropocêntrico e resulta de uma visão utilitária da Natureza. Este aspeto, se por um lado provoca críticas porque a Natureza não é valorizada pelo seu valor intrínseco mas sim pelo seu valor utilitário, por outro torna a utilização do conceito de serviços de ecossistema atrativa e desafiante, na medida em que ajuda a descrever as diferentes e complexas formas como as sociedades humanas estão ligadas e dependentes da Natureza (Haines-Young & Potschin 2013).

## **2.2. Classificação dos serviços de ecossistema**

A classificação dos serviços de ecossistema é uma tarefa concetual e tecnicamente difícil. Isto acontece porque não existe uma definição única do termo, totalmente precisa e aceite, capaz de captar toda variedade de formas pelas quais os ecossistemas sustentam a vida humana e contribuem para o bem-estar humano, e porque existe uma ampla gama de propósitos ou aplicações com diferentes requisitos em termos de níveis de resolução espacial e temática (de Groot et al. 2010, Haines-Young & Potschin 2013).

A classificação dos serviços de ecossistema tem vindo a evoluir, existindo na literatura diversas propostas de sistemas de classificação (p. ex. Costanza et al. 1997, Alcamo et al. 2003, Wallace 2007, Fisher et al. 2009, de Groot et al. 2010, Haines-Young & Potschin 2013 e Vallés-Planells et al. 2014). Atualmente são sobretudo aplicados os sistemas baseados nas abordagens *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) e *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES), cuja correspondência se ilustra na Tabela 1.

A iniciativa *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) constitui a primeira abordagem internacional de vulto na investigação sobre serviços de ecossistema. A MEA catapultou este conceito do meio académico para as agendas políticas e empresariais e contribuiu para alastrar os esforços da sua operacionalização e integração nas estratégias de planeamento e gestão a várias escalas (Madureira et al. 2013, Saarikoski et al. 2015). Trata-se de uma iniciativa da Organização das Nações Unidas delineada com o envolvimento de um vasto conjunto de atores e posteriormente adaptada e refinada pelas iniciativas seguintes TEEB e CICES (Alcamo et al. 2003, Fisher et al. 2009, Maes et al. 2013).

A MEA usa como foco central o bem-estar humano para a avaliação dos serviços de ecossistema, reconhecendo que a biodiversidade e os ecossistemas têm valor intrínseco

e que as pessoas tomam decisões sobre estes com base em considerações de bem-estar (Alcamo et al. 2003, Fisher et al. 2011). Utiliza uma abordagem a múltiplas escalas (global, regional e local) para conhecer o estado atual e as tendências da degradação dos ecossistemas e dos serviços por eles providenciados (Alcamo et al. 2003). Mais do que gerar novos conhecimentos, esta iniciativa pretendeu sintetizar e agregar valor à informação já existente. A MEA conseguiu demonstrar que as atividades humanas exercem uma pressão importante sobre os ecossistemas, pondo em risco a sua capacidade para sustentar as gerações futuras (Alcamo et al. 2003), vinculando de forma explícita as sociedades e os ecossistemas (Laterra et al. 2011).

A iniciativa MEA propõe um esquema de classificação dos serviços de ecossistema bastante operacional, acessível e facilmente entendível por decisores e comunidades não científicas sendo, por isso, um dos tipos de classificação mais generalizado e utilizado (Fisher et al. 2009, Fisher et al. 2011). Baseia-se em quatro categorias de serviços, todas elas suportadas pela biodiversidade considerada, ela própria, como um serviço de ecossistema: serviços de suporte, serviços de aprovisionamento ou de produção, serviços de regulação e serviços culturais (Alcamo et al. 2003). A classificação da abordagem MEA, apesar de ser comumente aceite e utilizada, apresenta alguns inconvenientes em valorações económicas porque não distingue entre processos intermédios dos ecossistemas e os serviços que são diretamente usados ou consumidos pelas pessoas (Boyd & Banzhaf 2007, Fisher & Turner 2008) podendo levar à sobreposição de estimativas dos serviços de suporte (Ojea et al. 2012, Marta-Pedroso et al. 2014).

Posteriormente à MEA surgiu outro sistema de classificação que emergiu de uma iniciativa global designada por *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB). A TEEB foi criada com o propósito de promover a consciencialização dos decisores e da opinião pública acerca dos benefícios económicos providenciados pela biodiversidade e pelos serviços de ecossistema (TEEB 2010). Embora siga basicamente a definição de serviços de ecossistema adotada pela iniciativa MEA, faz uma distinção entre “serviços” e “benefícios”, reconhecendo que os serviços podem beneficiar o ser humano de formas múltiplas e indiretas (de Groot et al. 2010).

A abordagem TEEB propõe uma classificação semelhante à apresentada pela MEA, embora substituindo a categoria “serviços de suporte” por “serviços de habitat”. Os ciclos de nutrientes ou a dinâmica das cadeias alimentares que, na abordagem MEA são considerados serviços de suporte, na TEEB são integrados nos processos ecológicos e

retirados da lista de serviços (de Groot et al. 2010). Os serviços de habitat são assim integrados numa categoria separada devido à enorme importância dos ecossistemas em fornecer habitat para as espécies migratórias e manter a diversidade genética. A disponibilidade destes serviços está diretamente dependente da capacidade do habitat para os fornecer, o que pode apresentar grande relevância social e económica (p. ex. as espécies de peixes capturados no mar mas que necessitam do “serviço de viveiro” prestado pelos habitats fluviais) (de Groot et al. 2010).

A iniciativa *The Common International Classification of Ecosystem Service* (CICES) surge em 2009 a partir do trabalho desenvolvido pela Agência Europeia do Ambiente, com o propósito de contribuir para normalizar a categorização e descrição dos serviços de ecossistema e facilitar a troca de informações e as diferentes perceções acerca do tema (Haines-Young & Potschin 2013). Não pretende substituir classificações existentes, mas antes fornecer uma estrutura que facilite a tradução entre diferentes sistemas de classificação usados nas avaliações económicas e ambientais (Marta-Pedroso et al. 2014).

A abordagem CICES adota a noção de bens e serviços finais de ecossistema proposta por Boyd & Banzhaf (2007). Considera que os serviços são prestados pelo biota, ou por uma combinação de processos bióticos com abióticos, e correspondem aos produtos finais dos sistemas ecológicos, isto é, às “coisas” diretamente usadas ou consumidas pelas pessoas (Maes et al. 2013). Propõe uma classificação baseada em três categorias: serviços de aprovisionamento, serviços de regulação e manutenção e serviços culturais (Haines-Young & Potschin 2013). Os serviços de suporte foram excluídos desta classificação porque são parte integrante dos processos e funções que caracterizam os ecossistemas, são indiretamente usados ou consumidos pelas pessoas e podem contribuir para a produção de serviços finais (Maes et al. 2013). A abordagem CICES permite superar, pelo menos potencialmente, o problema da dupla contagem. Esta questão é bastante abordada na bibliografia quando o objetivo do estudo é a valoração económica (p. ex. Hein et al. 2006, Boyd & Banzhaf 2007, Fisher et al. 2009), sendo uma das críticas apontadas à abordagem MEA.

**Tabela 1** - Classificação dos serviços de ecossistema segundo as iniciativas MEA (Alcamo et al. 2003), TEEB (de Groot et al. 2010) e CICES (Haines-Young & Potschin 2013).

MEA	TEEB	CICES
<b>Serviços de aprovisionamento</b>		
Produtos obtidos dos ecossistemas e cuja disponibilidade depende fortemente dos serviços de suporte e de regulação		
<ul style="list-style-type: none"> <li>· Alimentos</li> <li>· Água potável</li> <li>· Fibras e madeira</li> <li>· Lenha e madeira</li> <li>· Recursos genéticos</li> <li>· Produtos bioquímicos e farmacêuticos</li> <li>· Recursos ornamentais (produtos para artesanato, moda, decoração)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· Alimentos</li> <li>· Água</li> <li>· Matérias-primas (fibras, lenha, forragem, madeira, fertilizantes)</li> <li>· Recursos genéticos</li> <li>· Recursos medicinais (bioquímicos, farmacêuticos)</li> <li>· Recursos ornamentais (produtos para artesanato, moda, decoração)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· Nutrição (p. ex. culturas agrícolas, criação de animais e seus subprodutos, plantas silvestres, algas)</li> <li>· Materiais (p. ex. fibras e outras matérias-primas provenientes de plantas, algas ou animais, material genético, água à superfície e no subsolo para outros usos)</li> <li>· Energéticos (p. ex. recursos energéticos provenientes de biomassa de origem animal ou vegetal, energia mecânica de origem animal)</li> </ul>
<b>Serviços de regulação</b>		<b>Serviços de regulação e manutenção</b>
Serviços ecológicos prestados pelos ecossistemas, estando intimamente interligados entre si e com as outras categorias de serviço		
<ul style="list-style-type: none"> <li>· Regulação da qualidade do ar</li> <li>· Regulação climática</li> <li>· Regulação dos fluxos de água</li> <li>· Regulação da erosão</li> <li>· Polinização</li> <li>· Regulação de pragas e doenças</li> <li>· Regulação de doenças humanas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· Purificação do ar</li> <li>· Regulação climática (sequestro de carbono, estabilidade climática)</li> <li>· Moderação e prevenção de eventos extremos (p. ex. cheias e incêndios)</li> <li>· Regulação dos fluxos da água</li> <li>· Tratamento e purificação da água</li> <li>· Prevenção da erosão</li> <li>· Manutenção da fertilidade dos solos</li> <li>· Polinização</li> <li>· Controlo biológico (controlo de doenças e pragas, dispersão de sementes)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· Mediação de resíduos, produtos tóxicos e outros poluentes (bio-remediação/filtração/acumulação por micro-organismos, algas, plantas e animais, filtração/sequestro/acumulação pelos ecossistemas, mediação dos impactos visuais, acústicos e olfativos)</li> <li>· Mediação de fluxos (estabilização e controlo das taxas de erosão, manutenção dos fluxos de água e ciclo hidrológico, proteção contra tempestades)</li> <li>· Manutenção das condições físicas, químicas e biológicas (polinização e dispersão de sementes, manutenção dos habitats e das populações de reprodução, controlo de pragas e doenças, composição e formação do solo, condições químicas das massas de água doce e salgada, regulação das alterações climáticas e do efeito de estufa, regulação do clima a nível regional e local)</li> </ul>
<b>Serviços de suporte</b>	<b>Serviços de habitat</b>	
Serviços necessários para a produção de outros bens ou serviços e cujos benefícios para o bem-estar humano são indiretos e a longo prazo		
<ul style="list-style-type: none"> <li>Ciclo de nutrientes</li> <li>Produção primária</li> <li>Fotossíntese</li> <li>Formação do solo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Manutenção dos ciclos de vida</li> <li>Manutenção da diversidade genética</li> </ul>	
<b>Serviços culturais</b>		
Benefícios imateriais obtidos dos ecossistemas que contribuem para o bem-estar espiritual e emocional		
<ul style="list-style-type: none"> <li>· Valores estéticos, espirituais e religiosos</li> <li>· Recreação e ecoturismo</li> <li>· Diversidade cultural</li> <li>· Educação e sistemas de conhecimento</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· Informação estética</li> <li>· Recreação e turismo</li> <li>· Inspiração para cultura, arte e design</li> <li>· Experiências espirituais</li> <li>· Informação para o desenvolvimento cognitivo (estimulação intelectual)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· Interações físicas e intelectuais com o biota, os ecossistemas e as paisagens (p. ex. experiências do uso de plantas, animais e paisagens, interações científicas, educacionais, estéticas ou de entretenimento)</li> <li>· Interações espirituais, simbólicas e outras com o biota, os ecossistemas e as paisagens</li> </ul>

Cada sistema de classificação tem os seus propósitos, vantagens e desvantagens (Marta-Pedroso et al. 2014). As abordagens MEA e TEEB estão mais direcionadas para a avaliação e valoração dos serviços de ecossistema, enquanto a abordagem CICES foi concebida para compatibilizar métodos de avaliação ambiental e avaliação económica. Marta-Pedroso et al. (2014) consideram que, mais do que encontrar uma abordagem e um sistema de classificação soberano e unificador, é necessária uma profunda compreensão da dinâmica ecológica dos ecossistemas de modo a produzir conhecimentos detalhados sobre a cadeia de fornecimentos de benefícios e identificar as melhores opções de gestão, com base em avaliações económicas plenamente informadas.

Embora não exista uma categorização única de serviços nem uma descrição padronizada dos serviços incluídos em cada categoria, a identificação dos serviços de ecossistema com base em categorias é fundamental para se avançar na sua quantificação e valoração (Madureira et al. 2013).

### **2.3. Importância dos serviços de ecossistema**

Mas afinal porque são (agora) tão importantes os serviços de ecossistema? O Homem e o seu bem-estar sempre dependeram dos serviços prestados pelos ecossistemas. O que há de novo é a aceleração da perda da biodiversidade e a degradação dos ecossistemas devido às atividades humanas. Quando os elementos da biodiversidade se perdem, os ecossistemas tornam-se menos resilientes e os seus serviços são ameaçados. Uma redução dos serviços prestados pelos ecossistemas, em resultado da sua degradação ou da procura crescente de determinados serviços, tem como consequência um efeito negativo no bem-estar humano. Por exemplo, um país pode aumentar a produção de alimento através da conversão de uma floresta em área agrícola, mas ao fazê-lo diminui o fornecimento de outros serviços que podem ser de importância igual ou superior, como o fornecimento de água potável, a regulação de cheias ou o controlo de secas e eventos extremos (Alcamo et al. 2003).

O Panorama da Biodiversidade Global (MMA 2010) apresenta diversos dados pertinentes e preocupantes sobre a degradação da biodiversidade e dos ecossistemas à escala global, destacando diversas razões pelas quais o desafio da sua conservação permanece inalcançado. Uma razão fundamental está relacionada com a dimensão económica da biodiversidade: muitas economias continuam alheias ao enorme valor económico da biodiversidade e do seu papel no funcionamento dos ecossistemas. Os

aspectos que contribuem para a falta de reconhecimento do valor económico da Natureza são, segundo Alcamo et al. (2003), TEEB (2008), MMA (2010) e Madureira et al. (2013), os seguintes: a inexistência de mercado e de valores monetários para determinados bens e serviços de carácter público (p. ex. a conservação das espécies e a maioria dos serviços de regulação e suporte dos ecossistemas); a existência de mercado para determinado serviço cujos resultados, sob o ponto de vista social e ecológico, não são os mais desejáveis (p. ex. a degradação de ecossistemas em resultado de uma gestão deficiente de ecoturismo); a inexistência ou deficiência de informação que permita aos gestores e decisores ter fundamentos e argumentos suficientes para evitar a degradação dos ecossistemas; a falta de direitos de propriedade sobre bens e serviços (p. ex. cogumelos silvestres) e de políticas que permitam recompensar apropriadamente aqueles que prestam serviços de ecossistema.

No caso da gestão florestal, por exemplo, o gestor e, ou proprietário da floresta toma as suas decisões de gestão em função dos preços dos produtos florestais. Daí resulta um determinado estado do ecossistema florestal e, portanto, determinados níveis de serviços prestados por esse ecossistema. O proprietário florestal opta por cortar determinada área de floresta com base nos custos de exploração e nas receitas provenientes da venda da madeira. Porém, os custos decorrentes da perda de biodiversidade, da diminuição do sequestro de carbono ou da erosão e sedimentação provocadas por esse corte não afetam diretamente o proprietário florestal, mas sim outros grupos da sociedade (Santos 2009, Marta-Pedroso et al. 2014).

O fenómeno onde determinados atores tomam decisões de produção ou de consumo que causam prejuízos (ou benefícios) a terceiros, prejuízos esses (ou benefícios) que não estão refletidos adequadamente no sistema de mercado, é considerado uma falha de mercado denominada por externalidade (Penna et al. 2011). No exemplo anterior, o mercado falha em dar os sinais adequados aos gestores e proprietários da floresta para que conduzam o ecossistema florestal no sentido da maximização da produção dos diversos bens e serviços (Santos 2009). A consequência imediata desta falha de mercado é que os atores económicos, guiados pelos preços de mercado, produzem uma quantidade de externalidades negativas superior (ou inferior, no caso de externalidades positivas) ao socialmente desejável (Penna et al. 2011).

Isto acontece porque muitos destes bens e serviços têm um carácter público no sentido económico do termo, isto é, estão disponíveis para todos os seus potenciais beneficiários e não se observa rivalidade no seu consumo direto, indireto ou passivo

(Madureira et al. 2013). Então como é possível resolver esta questão? Como incentivar os gestores e, ou proprietários dos ecossistemas a efetuar uma gestão que promova os níveis adequados de serviços de ecossistema? Tornando operacional a ideia de serviços de ecossistema através da sua valoração, estimando ou medindo o seu valor, e depois através da sua valorização, capturando o seu valor (Santos 2009, Penna et al. 2011).

## **2.4. Avaliação dos serviços de ecossistema**

A avaliação dos serviços de ecossistema é um processo estruturado que fornece conhecimento útil para estabelecer políticas, estratégias e medidas de gestão dos ecossistemas e que pretende responder a questões colocadas pelos beneficiários e gestores dos serviços de ecossistema (Cowling et al. 2008).

Nos últimos anos tem ocorrido um rápido crescimento no número de estudos dedicados à avaliação dos serviços de ecossistema (Baral et al. 2014). Estes estudos têm contribuído para ajudar a tomar decisões sobre a alocação de recursos entre usos concorrentes, têm tornado mais eficiente o uso de recursos limitados ao permitir identificar onde a proteção e recuperação dos ecossistemas é mais importante e menos onerosa, têm contribuído para aumentar a consciência e transmitir a importância dos serviços de ecossistemas aos decisores políticos, têm permitido estimar o valor a pagar por perda de serviços de ecossistema, e têm fornecido orientações para melhor compreender as preferências dos utilizadores dos serviços de ecossistema (Farley 2008, Crossman & Bryan 2009, de Groot et al. 2012, Baral et al. 2014).

Os serviços de ecossistema podem ser avaliados a diferentes escalas temporais e espaciais, em relação ao seu potencial de produção, procura e consumo, usando uma matriz de indicadores ou métricas que geralmente envolvem três abordagens, usadas separadamente ou de forma combinada: avaliação qualitativa, avaliação quantitativa e valoração económica (Cowling et al. 2008, Baral et al. 2014). Os dados da avaliação são frequentemente transferidos para um ambiente SIG e exibidos em mapas de fluxos de serviços de ecossistema para produzir resultados espacialmente explícitos que permitam analisar os *trade-offs* e as sinergias dos diversos serviços (Baral et al. 2014).

### **2.4.1. Avaliação qualitativa**

A avaliação qualitativa dos serviços de ecossistema tem sido aplicada por diversos autores que recorrem a abordagens baseadas em entrevistas, inquéritos, opinião de especialistas ou questionários para avaliar as condições e tendências dos serviços de

ecossistema. Os resultados destas análises são muitas vezes subjetivos e propensos a erros, dependendo a sua precisão do conhecimento e experiência dos especialistas (Baral et al. 2014).

#### ***2.4.2. Avaliação quantitativa***

A avaliação quantitativa dos serviços de ecossistema, também designada por avaliação biofísica, permite conhecer a localização e os tipos de recursos que produzem serviços de ecossistema, as escalas temporais e espaciais a que os serviços são providenciados aos beneficiários e os impactos associados às alterações do seu fornecimento (Cowling et al. 2008).

Diversos autores têm recorrido a abordagens biofísicas para quantificar os serviços de ecossistema através da avaliação dos aspetos estruturais dos ecossistemas (p. ex. padrões de distribuição e composição da biodiversidade), dos processos chave (p. ex. produtividade primária, sequestro de carbono) e dos fluxos de energia (p. ex. ciclos de vida, fluxos de matéria e energia), ou integrando as funções biofísicas e os indicadores socioeconómicos (p. ex. através do mapeamento) (Metzger et al. 2008, Nelson et al. 2009, Khaïter & Erehtchoukova 2010, Guerra et al. 2013, Guerra et al. 2014). Um aspeto comum a todas as abordagens biofísicas é o reconhecimento dos componentes físicos e biológicos dos ecossistemas como o foco principal para inferir sobre o funcionamento atual dos ecossistemas e sobre o seu estado futuro (de Groot et al. 2002).

A avaliação quantitativa tem como vantagens poder enquadrar-se nas atuais abordagens conservacionistas (devido à possibilidade de utilização de dados existentes sobre biodiversidade e habitats), permitir uma avaliação global do serviço e respetivas tendências e facilitar a generalização dos resultados (Haines-Young & Potschin 2009). Como desvantagens, Haines-Young & Potschin (2009) apontam a dificuldade em quantificar os habitats e a forma como as suas possíveis combinações influenciam o fornecimento de serviços de ecossistema, a dificuldade de prever padrões espaciais dos processos ecológicos e a dificuldade em generalizar os resultados e modelar os serviços devido à falta ou escassez de dados.

#### ***2.4.3. Avaliação valorativa***

A avaliação valorativa dos serviços de ecossistemas conjuga informação relativa à componente social (qualitativa) e biofísica do sistema no sentido de compreender a forma como a sociedade atribui valor aos serviços de ecossistema (Cowling et al. 2008).

A abordagem aos ecossistemas com base no seu valor é atualmente uma necessidade inegável dada a importância dos fluxos de serviços gerados pelos ecossistemas para o bem-estar humano e para o suporte da vida (Andrade & Romeiro 2009).

A valoração dos serviços de ecossistema tem contribuído cada vez mais para a tomada de decisões políticas a várias escalas e a forma de atribuir esse valor é um tema que tem gerado um amplo debate entre os especialistas (Fisher et al. 2011, Häyhä & Franzese 2014). Este debate tem-se intensificado à medida que rareia o capital natural e aumenta a procura dos serviços prestados pelos ecossistemas, tornando-se cada vez mais premente compreender o seu valor, que métodos de avaliação utilizar e quais as limitações desses métodos (Daily et al. 2000).

O valor (ou importância) dos ecossistemas é complexo e multidimensional podendo ser dividido em três categorias: valor ecológico, valor sociocultural e valor económico (de Groot et al. 2002, Turner et al. 2003). O mesmo ecossistema pode ser avaliado de modo qualitativo recorrendo às ciências sociais, em termos biofísicos usando as ciências naturais, ou em termos monetários através da economia (Madureira et al. 2013). Diversos autores discutem com detalhe os conceitos de valor ecológico, valor sociocultural e valor económico dos ecossistemas (p. ex. de Groot et al. 2002, Turner et al. 2003, de Groot 2006, de Groot et al. 2010). Neste trabalho é abordado apenas o conceito de valor económico, uma vez que é neste que assenta a valoração dos serviços de ecossistema estudados.

## **2.5. Valor económico dos serviços de ecossistema**

O valor económico de um serviço de ecossistema refere-se à contribuição de determinada dinâmica funcional do ecossistema para o bem-estar humano, ou seja, é uma medida do bem-estar que as pessoas obtêm com o consumo de um bem ou serviço e varia com a quantidade consumida desse bem ou serviço (Madureira et al. 2013, Marta-Pedroso et al. 2014). O valor económico é uma resposta, habitualmente em unidades monetárias, dada em função de um contexto de escolha (que envolve objeto de escolha e circunstâncias da escolha) e das preferências e características individuais e, por isso, com carácter subjetivo (Madureira et al. 2013).

Existe um relativo consenso sobre a necessidade de valoração económica dos serviços fornecidos pelos ecossistemas (Andrade & Romeiro 2009). No entanto, esta não é a única abordagem para atribuir valor à natureza nem é, necessariamente, a melhor abordagem (Marta-Pedroso et al. 2014). Na verdade, a valoração económica dos

serviços de ecossistema é um tema controverso. Alguns autores consideram que se trata de uma abordagem reducionista pois, ao enfatizar apenas a dimensão económica associada aos valores dos ecossistemas com base em preferências individuais, desconsidera outras fontes de valor não associadas à utilidade (Andrade & Romeiro 2009).

A publicação de Costanza et al. (1997) onde é apresentado o valor total dos serviços prestados por todos os ecossistemas do planeta, estimado em 33 trilhões US\$/ano e cerca de 1,3 vezes superior ao produto bruto mundial (a preços de 1994), foi bastante contestada e fomentou a discussão sobre este tema. Porém, este valor permitiu mostrar a magnitude da contribuição dos serviços de ecossistema para o bem-estar humano e destacar a importância do capital natural no processo económico (Penna et al 2011). Desde a publicação de Costanza et al. (1997), os estudos sobre valoração económica dos serviços de ecossistema cresceram exponencialmente devido ao reconhecimento do papel desempenhado pelos ecossistemas na atividade económica, na qualidade de vida e bem-estar humano e na coesão da sociedade (Andrade & Romeiro 2009, Bateman et al. 2011a, Atkinson et al. 2012).

A concetualização da Natureza em termos económicos não substitui ou ignora o seu valor intrínseco, nem tão pouco reduz o imperativo moral da sua conservação (Gómez-Baggethun & de Groot 2007). A valoração económica deve antes ser entendida como uma ferramenta de gestão que apoia em tomadas de decisão devido à sua capacidade de fornecer uma comparação mais objetiva de alternativas (Marta-Pedroso et al. 2014). A valoração económica permite avaliar “na mesma moeda”, de forma mais pragmática e transparente, os custos e os benefícios da manutenção da biodiversidade e dos ecossistemas, comparando políticas de conservação com outros objetivos de desenvolvimento e levando os argumentos da conservação a foros onde têm sido ignorados (Balmford et al. 2002, Turner et al. 2003, Gómez-Baggethun & de Groot 2007, Sharma et al. 2015).

A valoração económica dos serviços de ecossistema permite entender os ecossistemas como ativos do capital de um país ou região (Daily et al. 2000), podendo fornecer um contributo valioso em vários contextos políticos e económicos. Autores como DEFRA (2007), TEEB (2010), Baral et al. (2014) e Thorsen et al. (2014), referem algumas situações onde a valoração económica dos serviços de ecossistema pode ser útil: na sensibilização acerca do contributo e importância dos ecossistemas e da biodiversidade para o bem-estar humano; na informação sobre as necessidades e preferências dos

beneficiários de serviços de ecossistema; como ferramenta de suporte para avaliar o impacto económico e social de diferentes atuações ou políticas; na ajuda aos decisores para determinar o melhor uso e gestão dos recursos naturais a vários níveis (global, nacional, regional, público, comunitário e privado); na identificação das externalidades negativas ou positivas de ações específicas; na criação de uma linguagem comum entre decisores, empresas e sociedade em geral; no desenvolvimento de políticas direcionadas para a conservação dos serviços de ecossistema (p. ex. através da criação de esquemas de incentivo e de mercados de serviços de ecossistema).

### ***2.5.1. Limitações da valoração económica dos serviços de ecossistema***

A valoração económica dos serviços de ecossistema tornou-se um elemento crucial para quantificar o contributo dos ecossistemas e da biodiversidade para o bem-estar humano (Atkinson et al. 2012). No entanto, apresenta diversas limitações. Para além da dificuldade mais óbvia relacionada com a ausência de mercado para muitos serviços, diversos autores como Turner (2003), DEFRA (2007), Laterra et al. (2011), Paruelo (2011), Morse-Jones (2011), Atkinson et al. (2012), TEEB (2013) e Thorsen et al. (2014) referem as limitações e dificuldades da valoração económica dos serviços de ecossistema e cuja síntese se apresenta na Tabela 2.

### ***2.5.2. Diferença entre “valor” e “preço”***

Um dos aspetos relevantes a considerar na valoração dos serviços de ecossistema é a distinção entre os conceitos de “valor” e “preço” (Farley 2008, Bateman et al. 2011a, Bateman et al. 2011b, Thorsen et al. 2014). O preço de um bem ou serviço é a porção integrante do seu valor que está sujeita a uma regulação de mercado podendo, o preço e o valor, serem ou não semelhantes (Bateman et al. 2011a, Bateman et al. 2011b, Fisher et al. 2011). Dois exemplos que demonstram claramente esta distinção dizem respeito à utilização da água para consumo e à utilização de espaços públicos, como parques e jardins. A água é uma necessidade básica de toda a humanidade e de valor vital; no entanto, o preço pago pela sua utilização é geralmente muito modesto (Fisher et al. 2011). O preço pago pelos utilizadores de um parque ou jardim tende a ser nulo porque se tratam de espaços públicos onde não existe habitualmente cobrança de entradas. Porém, as pessoas despendem o seu tempo nos parques, o que demonstra que o valor do recreio nestes espaços não é igual a zero (Bateman et al. 2011a, Bateman et al. 2011b). Em ambos os casos “valor” e “preço” não são a mesma coisa. O preço representa a

porção do valor que tem lugar no mercado e a ausência de preço para um serviço não significa que este não tenha valor económico.

**Tabela 2** – Limitações e dificuldades da valoração económica dos serviços de ecossistema  
Adaptado de Turner (2003), DEFRA (2007), Laterra et al. (2011), Puelo (2011), Morse-Jones (2011), Atkinson et al. (2012), TEEB (2013) e Thorsen et al. (2014).

---

**Dupla contagem:** A contabilização duplicada de serviços é uma questão muito abordada na bibliografia. O valor de um serviço de ecossistema, por vezes, já se encontra capturado, refletido ou incorporado no valor de outro serviço. A valoração económica deve identificar o serviço intermédio cujo valor já está incluído no valor do serviço final ou serviços concorrentes cujos valores foram agregados, por forma a evitar sobre estimativas.

**Incerteza e subjetividade:** A maioria da informação utilizada na valoração económica são aproximações devido à indisponibilidade de dados, lacunas de conhecimento, limitações das técnicas de avaliação e incertezas inerentes ao desconhecimento da dinâmica dos ecossistemas. Este aspeto e a sensibilidade das estimativas aos métodos de valoração, podem elevar o nível de subjetividade das estimativas produzidas.

**Valoração monetária versus valoração não monetária:** Os métodos que recorrem a abordagens monetárias são os mais aplicados. Porém, em alguns casos, pode ser mais adequado aplicar abordagens não monetárias ou avaliações qualitativas.

**Valores marginais versus valores médios ou totais:** A valoração monetária é mais útil e menos sujeita a interpretações erróneas perante alterações pequenas ou marginais do fornecimento de serviços de ecossistema ou das características do ecossistema. A estimativa do valor médio ou do valor total pode ser adequada, por exemplo, quando se pretende avaliar a importância global de um serviço de ecossistema.

**Estrutura e funcionamento dos ecossistemas:** Em muitos casos não se conhece suficientemente a relação que existe entre a estrutura e funcionamento dos ecossistemas e o nível de fornecimento dos serviços, podendo ser difícil quantificar em que medida uma alteração estrutural ou funcional do ecossistema afeta o bem-estar humano.

**Interdependência dos ecossistemas:** O valor económico de um serviço pode depender da sua relação com outros serviços devido à interação entre os vários componentes do ecossistema e entre os ecossistemas.

**Heterogeneidade espacial e temporal:** O valor do serviço de ecossistema é condicionado pela escala espacial da análise (local, regional ou global) e pela escala temporal (devido às alterações nas preferências das pessoas ao longo do tempo e ao tempo de resposta dos ecossistemas às alterações). Além disso, o valor atribuído a determinado serviço de ecossistema depende do contexto social, cultural e económico, diferindo entre pessoas ao longo do tempo.

**Variação inter e intrageracional:** A valoração económica implica, quase sempre, valores distintos para diferentes grupos de pessoas, incluindo pessoas de gerações diferentes.

**Efeito limite e irreversibilidade:** Os serviços prestados pelos ecossistemas dependem do seu estado de conservação e, à medida que o ecossistema se degrada, os serviços diminuem. Este processo tende a ser gradual mas, em certas circunstâncias, pode atingir-se um ponto em que ocorre uma alteração brusca e irreversível do ecossistema, resultando na perda dos serviços. A valoração económica, nomeadamente as abordagens monetárias, têm dificuldade em capturar este efeito na medida que se baseiam na estimativa de valores marginais, resultantes de mudanças pequenas e incrementais.

**Efeito de não linearidade:** Os ecossistemas e respetivos serviços prestados podem não funcionar linearmente a perturbações.

---

A diferença entre preço e valor é expressa pelo conceito de excedente do consumidor que corresponde à diferença entre o montante monetário máximo que o consumidor estaria disposto a pagar e o que paga efetivamente (o preço de mercado) para obter uma certa quantidade de um bem ou serviço (Madureira et al. 2013).

Em alguns casos, o preço de mercado é uma boa aproximação do valor económico atribuído pela sociedade a determinado bem ou serviço, sobretudo quando estes são transacionados no mercado como é o caso dos serviços de aprovisionamento (Fisher et al. 2011, Penna et al. 2011, Madureira et al. 2013). Porém, muitos serviços não são avaliados nos mercados e entram na categoria de bens públicos pois o seu consumo, ao contrário dos bens privados, não exclui consumidores nem tem rivalidade (Penna et al. 2011) como é o caso dos serviços de regulação, dos serviços culturais e alguns serviços de aprovisionamento. Habitualmente, os bens públicos não têm preço de mercado ou o valor que o mercado lhes atribui é inferior ao seu verdadeiro valor (Haines-Young & Potschin 2009, Penna et al. 2011, Häyhä & Franzese 2014).

A valoração económica pode contribuir para estimar o valor “real” atribuído pela sociedade aos serviços de ecossistema que não estão representados de forma apropriada no sistema de preços de mercado (Penna et al. 2011). Atualmente existe uma grande variedade de métodos que permitem estimar o valor de bens sem preços de mercado ou bens cujos preços de mercado sofrem distorções. Descrições detalhadas destas abordagens podem ser encontradas em bibliografia da especialidade. No ponto 2.5.4. abordaremos de forma sintética alguns desses métodos.

### **2.5.3. Valor económico total (TEV)**

Devido à dificuldade em conhecer ou estimar o valor dos serviços de ecossistema, a atribuição de valor prende-se com a questão de como medir o valor ou a utilidade que determinado serviço providencia (Fisher et al. 2011). A iniciativa *Millenium Ecosystem Assessment* (Alcamo et al. 2003) refere dois paradigmas usados para atribuir valor aos serviços de ecossistema, considerando os conceitos de valor utilitário e valor não-utilitário. O valor não-utilitário tem a ver com o valor intrínseco das coisas independentemente da sua utilidade para o ser-humano, enquanto o valor utilitário se baseia na capacidade do serviço em contribuir para o bem-estar humano.

Quando se pretende conhecer/atribuir valor utilitário a determinado serviço de ecossistema, recorre-se habitualmente ao conceito de valor económico total (TEV). Este conceito, introduzido por Pearce (1993), classifica os distintos tipos de valor económico

dos serviços de ecossistema segundo a vinculação entre os seres humanos (aqueles que atribuem valor) e o ecossistema (objeto a valorar). Trata-se de um conceito heurístico que fornece uma visão antropocêntrica do valor da biodiversidade e dos serviços de ecossistema (Christie et al. 2012). Baseia-se na ideia central de que as variações na qualidade e, ou estado do ambiente produzem ganhos e perdas de bem-estar que podem não ser motivadas apenas pelo uso direto ou indireto dos bens e serviços ambientais (Bishop & Welsh 1992). Por exemplo, o bem-estar humano pode resultar da preocupação em assegurar a existência de determinada espécie (valor de existência) ou do interesse em manter ou conservar determinado ecossistema para as gerações futuras (valor de legado).

A terminologia e a classificação dos distintos elementos que compõem o TEV não são uniformes em toda a literatura. Geralmente, o valor utilitário é desagregado em valores de uso e valores de não uso (MAVDT 2003, Hein et al. 2006, Cristeche & Penna 2008, Marta-Pedroso et al. 2014). O valor de uso inclui o valor de uso direto, o valor de uso indireto e o valor de opção, enquanto o valor de não uso (ou uso passivo) agrega valores como o valor de existência, valor de legado e valor de altruísmo (Tabela 3). A divisão dos diferentes tipos de valor dos serviços de ecossistema serve para identificar com maior facilidade os indivíduos ou grupos afetados por algum tipo de variação na quantidade ou qualidade do serviço (Cristeche & Penna 2008).

O valor de uso refere-se ao valor dos serviços de ecossistema utilizados atualmente pelo Homem, de forma direta ou indireta, com fins de consumo ou de produção e que possuem potencial para proporcionar valores de uso futuros (MAVDT 2003, Cristeche & Penna 2008, Penna et al. 2011). O valor de não uso está relacionado com a experiência das pessoas em saberem, simplesmente, da existência de determinado serviço de ecossistema, embora não esperem usufruir direta ou indiretamente desse serviço ao longo da sua vida. Representa a disponibilidade a pagar pelos não utilizadores dos serviços para preservar determinados ecossistemas (MAVDT 2003, Cristeche & Penna 2008). Normalmente, o valor de não uso é mais difícil de quantificar do que o valor de uso, uma vez que as pessoas têm mais dificuldade em “atribuir um preço” a este tipo de valores (DEFRA 2007).

A bibliografia refere ainda um outro elemento do TEV designado por valor de quase-opção. O valor de quase-opção representa o benefício obtido pela informação adicional que se adquire ao adiar decisões num contexto de elevada incerteza, até que surja nova informação sobre o valor de certo serviço, que era desconhecido até ao momento

(DEFRA 2007, Cristeche & Penna 2008). Por exemplo, substituir um espaço florestal por uma cultura agrícola: os benefícios que se obtém com a cultura agrícola são conhecidos porque podem ser valorizados a preços de mercado, mas os benefícios de manter a floresta são incertos. Adiar a decisão de alterar o uso do solo pode permitir aprofundar os conhecimentos sobre os serviços prestados pelo ecossistema florestal (DEFRA 2007).

**Tabela 3** – Componentes do Valor Económico Total (TEV). Adaptado de Hein et al. (2006), MAVDT (2003) e Madureira et al. (2013).

---

## VALOR ECONÓMICO TOTAL

### VALOR DE USO

**Valor de uso direto:** Bem-estar humano que resulta do uso direto dos serviços de ecossistema. Este tipo de uso pode incluir o consumo de recursos extraídos do ecossistema (p. ex. alimentos e madeira) ou a utilização de recursos sem extrair elementos do ecossistema (p. ex. recreio, lazer e paisagem). Podem ainda tratar-se de bens ou serviços transacionáveis em mercados ou sem mercado formal, não comercializados.

**Valor de uso indireto:** Bem-estar humano que resulta do uso indireto dos serviços de ecossistema, em particular das externalidades positivas providenciadas pelos ecossistemas. Tratam-se de serviços que, muitas vezes, não são notados pelas pessoas até se verificar a sua perda ou alteração. Inclui os benefícios obtidos dos serviços de serviços de regulação (p. ex. controlo da erosão, regulação climática, qualidade da água e do ar, ciclos de nutrientes, polinização).

**Valor de opção:** Bem-estar humano que resulta da opção de poder usar um serviço no futuro, de forma direta ou indireta, e sem necessidade do beneficiário futuro ser igual ao beneficiário atual. Pode aplicar-se a todos os serviços fornecidos pelo ecossistema (p. ex. manutenção dos habitats e espécies, manutenção da diversidade genética, redução do risco de incêndio).

### VALOR DE NÃO USO (OU USO PASSIVO)

**Valor de existência:** Bem-estar humano que resulta de assegurar um serviço pela sua simples existência, por questões éticas, religiosas ou outras, não associadas ao uso presente ou futuro (p. ex. donativos efetuados pelas pessoas para preservar determinada espécie, mesmo sabendo que poderão nunca observá-la no seu habitat).

**Valor de legado (ou testamentário):** Bem-estar humano que resulta da satisfação de assegurar um serviço para as gerações futuras (p. ex. preservar uma espécie ou um habitat).

**Valor de altruísmo:** Bem-estar humano que resulta de assegurar um serviço para que este possa ser usado por terceiros na geração atual (p. ex. gerir uma floresta no sentido de evitar problemas de erosão e assoreamento).

---

O TEV é um instrumento de valoração económica dos serviços de ecossistema muito útil e de aplicação generalizada. No entanto, o conceito apresenta algumas limitações uma vez que não permite capturar todos os benefícios providenciados pela biodiversidade (Christie et al. 2012) e pelos ecossistemas. Além disso, a noção de valor “total” deve ser interpretada com cautela (TEEB 2013). A complexidade de operacionalizar a medição de benefícios sociais como a saúde, valores éticos, religiosos ou morais, ou de benefícios ecológicos essenciais à vida como a formação do solo ou o

ciclo de nutrientes (Christie et al. 2012, Madureira et al. 2013), tornam inadequada a utilização de expressões como “o valor económico total do serviço é X\$” (TEEB 2013). Na maioria das circunstâncias, é mais adequado referir que determinado serviço de ecossistema “contribui em X\$ para a atividade económica”, sem a pretensão de conhecer um “valor económico total” (TEEB 2013).

As avaliações realizadas no âmbito deste estudo focam-se no valor de uso direto.

#### ***2.5.4. Métodos de valoração económica dos serviços de ecossistema***

A valoração económica dos serviços de ecossistema consiste na medição da variação do bem-estar humano associado a variações no nível de fornecimento desses serviços, ou seja, é a medição da disposição a pagar ou a receber por parte de uma pessoa, para obter uma variação na quantidade ou qualidade de um bem ou serviço (Andrade & Romeiro 2009, Penna et al. 2011, Fisher et al. 2011, Madureira et al. 2013). Corresponde à última etapa de um processo estruturado de avaliação onde não se pretende conhecer o valor global do serviço de ecossistema, mas sim os benefícios (ou custos) económicos resultantes de pequenas variações no seu nível de fornecimento (DEFRA 2007, Madureira et al. 2013).

Os métodos usados para estimar o valor dos bens e serviços sofreram, nas últimas décadas, um rápido desenvolvimento (Bateman et al. 2011a). Atualmente existe um corpo teórico sólido de métodos para quase todos (senão todos) os fluxos de serviços de ecossistemas (Bateman et al. 2011a) e um consenso crescente sobre as condições em que cada um pode ser aplicado (TEEB 2008). A escolha do método de valoração económica mais adequado a cada caso depende da situação a analisar e da disponibilidade de informação e recursos. Os resultados obtidos constituem aproximações ao valor económico do serviço de ecossistema (Penna et al. 2011).

Christie et al. (2012) apresentam uma descrição concisa dos métodos de valoração dos serviços de ecossistema baseados nas preferências dos indivíduos, dividindo-os em dois tipos de abordagens: abordagens monetárias e abordagens não-monetárias. Os métodos que envolvem abordagens monetárias são usados para capturar alguns ou todos os componentes do valor económico total; os métodos que envolvem abordagens não-monetárias são aplicados quando a valoração monetária do serviço de ecossistema é demasiado complexa ou inapropriada.

Uma grande parte dos serviços de ecossistema está vinculada com os conceitos de externalidade, bem público e recurso comum, o que origina ausência de preços e falhas

de mercado (Cristeche & Penna 2008, Laterra et al. 2011). Quando não existe mercado, existe um vazio de informação que dificulta a tomada de decisões (Cristeche & Penna 2008). Os métodos de valoração monetária são especialmente adequados para corrigir este tipo de desvios. Como se baseiam em benefícios finais, fornecem estimativas mesmo quando o conhecimento sobre o funcionamento dos ecossistemas é insuficiente, permitindo revelar o valor económico dos serviços de ecossistemas que não têm preço de mercado, partindo-se do princípio que esse valor reflete uma porção importante dos benefícios providenciados pelos ecossistemas à sociedade (Cristeche & Penna 2008, Laterra et al. 2011).

Neste trabalho, apenas serão referidas as abordagens que recorrem a técnicas monetárias para valorar os serviços de ecossistema. A Tabela 4 apresenta um resumo dessas abordagens e respetivos métodos, incluindo os componentes do valor económico total possíveis de capturar em cada caso. Descrições mais detalhadas das abordagens e dos vários métodos podem ser encontradas em Krieger (2001), MAVDT 2003, Amorós (2004), Andrade (2010), Atkinson et al. (2012), Christie et al. (2012) e Thorsen et al. (2014).

### ***Preços de mercado***

A abordagem baseada nos preços de mercado permite estimar a disposição a pagar examinando a reação da procura a variações observadas nos preços. É possível estabelecer o valor económico com elevado grau de precisão, uma vez que o mercado reflete a disponibilidade a pagar pelos custos ou benefícios dos bens ou serviços que são transacionados em mercados (MAVDT 2003). Tendo em conta que é relativamente fácil obter dados sobre preços, quantidades e custos de produção, a aplicação desta abordagem é simples e pouco onerosa (MAVDT 2003).

No entanto, os preços de mercado apenas representam uma aproximação do valor do serviço quando se está perante mercados competitivos perfeitos onde o preço é definido pela interação entre a procura e a oferta (Marta-Pedroso et al. 2014). Na presença de mercados imperfeitos onde os preços sofrem distorções, por exemplo, devido à aplicação de taxas, subsídios ou impostos, os preços refletem a escassez do bem e não o seu valor (Fisher et al. 2011, Marta-Pedroso et al. 2014). Nestes casos, o valor económico do bem ou serviço não se reflete pelas transações de mercado, podendo ser necessário fazer ajustamentos ao preço (p. ex. subtraindo ao preço do bem os custos

**Tabela 4** – Abordagens e métodos de valoração monetária dos bens e serviços de ecossistema (Adaptado de Christie et al. 2012 e Madureira et al. 2013).

<b>Abordagem de valoração</b>	<b>Descrição sucinta da abordagem</b>	<b>Métodos</b>	<b>Componente do TEV capturado</b>	<b>Exemplos de bens e serviços valoráveis</b>
Preços de mercado	Utiliza os preços dos mercados como <i>proxy</i> do valor do bem ou serviço a valorar.	Preços de mercado	Valor de uso direto e valor de uso indireto.	Alimentos, produtos florestais, matérias-primas
Custos de mercado	Assume que os custos de evitar danos, perdas ou a substituição de um bem ou serviço, proporciona uma estimativa útil do valor do bem ou serviço que se pretende valorar.	Custos de substituição, custos evitados-induzidos e função de produção	Valor de uso direto, valor de uso indireto e valor de opção.	Prevenção e mitigação de desastres (inundações, incêndios, tempestades), qualidade da água e do solo, drenagem e irrigação natural, produtividade agrícola.
Preferências reveladas	Baseiam-se em observações dos mercados relacionados com o bem ou serviço a valorar, para inferir sobre o seu valor.	Custo de viagem, modelos de utilidade aleatória, preço hedónico e comportamento defensivo.	Valor de uso direto e valor de uso indireto.	Serviços de recreio e lazer, impactos ambientais na saúde humana (p. ex. controlo da poluição, qualidade do ar e da água, sossego).
Preferências declaradas	Estimam o valor económico através da construção de mercados hipotéticos onde, através de questionários, as pessoas exprimem a sua disposição a pagar para obter determinado bem ou a sua disposição a receber para prescindir do bem.	Valoração contingente e experiências de escolha.	Todos os valores de uso e de não uso (uso passivo).	Todos os serviços de ecossistema.
Abordagem participativa	Combina métodos de preferências declaradas com elementos do processo deliberativo provenientes da ciência política.	Valoração deliberativa	-	-
Valor de transferência	Utiliza informação económica capturada num determinado local e tempo, para inferir sobre o valor económico de bens e serviços de outro local e tempo.	Valor de transferência.	-	-

necessários ao seu fornecimento, como os custos do trabalho e do transporte) (MAVDT 2003, Marta-Pedroso et al. 2014).

Neste estudo, utilizou-se o método dos preços de mercado para realizar a avaliação económica dos serviços de ecossistema, tendo-se assumido que os mercados são perfeitos e os preços não sofrem distorções.

### ***Custos de mercado***

As abordagens baseadas em custos de mercado permitem estimar os custos que ocorreriam artificialmente para fornecer o benefício em vez de usar o serviço de ecossistema (Marta-Pedroso et al. 2014). Por exemplo, o método dos custos evitados incorpora os gastos preventivos como medidas indiretas de manutenção, controle e recuperação da qualidade dos serviços de ecossistema (Andrade 2010) (p. ex. evitar a degradação provocada por incêndios florestais, tempestades ou inundações). Estas abordagens não medem o valor económico total mas representam um *proxy* desse valor (Christie et al. 2012).

### ***Preferências reveladas e preferências declaradas***

Os métodos usados para valorar bens e serviços sem valor de mercado, permitem expressar em unidades monetárias as alterações de bem-estar das pessoas devido a supostas alterações no fornecimento dos serviços de ecossistema. Assume-se que o bem-estar das pessoas tem origem na satisfação das suas preferências (Amorós 2004), sendo habitualmente usadas duas abordagens: a abordagem baseada nas preferências reveladas e a abordagem baseada nas preferências declaradas. A principal diferença entre as duas abordagens resulta do tipo de dados utilizado para estimar os valores (Amorós 2004).

Os métodos de preferências reveladas estimam o valor que os indivíduos atribuem a um bem ou serviço, analisando o seu comportamento atual em mercados reais que envolvam esse mesmo bem ou serviço (Amorós 2004, Atkinson et al. 2012). Devido à relação que existe entre o bem ou serviço consumido e o bem ou serviço que se pretende valorar, esta abordagem circunscreve-se à estimativa de valores de uso e apenas permite medir o valor *a posteriori*, após a tomada de decisão em relação ao bem ou serviço a valorar (Amorós 2004).

Existem diversas variantes das estimativas baseadas em preferências reveladas. O método do custo de viagem e o método do preço hedónico são os mais utilizados e baseiam-se nas relações de complementaridade entre os bens consumidos e os serviços

de ecossistema a valorar (Amorós 2004, Atkinson et al. 2012). O método do custo da viagem é utilizado para a valoração social de espaços naturais que cumprem alguma função ambiental e, ou recreativa. Baseia-se nas decisões das pessoas quando visitam determinadas zonas, analisando o tempo e os custos que estas estão dispostas a despende para visitar esse espaço natural. Os custos e o tempo de viagem são usados como *proxy* do preço da visita ao local (Amorós 2004). O método do preço hedónico baseia-se na hipótese de que os indivíduos valorizam mais características do bem, do que o próprio bem em si mesmo, e considera que o valor do serviço de ecossistema é parte integrante do preço de determinado ativo ambiental (Atkinson et al. 2012) (p. ex. adquirir uma casa situada numa área sossegada, pouco poluída e, ou próxima de espaços verdes). O valor atribuído a determinado serviço de ecossistema é estimado de forma indireta, através da escolha de bens com mercado que contenham esse mesmo serviço (Amorós 2004, Atkinson et al. 2012).

As abordagens baseadas em preferência declaradas analisam as intenções de comportamentos em vez de comportamentos reais, onde os indivíduos expressam as suas preferências em mercados simulados através de questionários (Amorós 2004, Atkinson et al. 2012). É possível valorar alterações de bem-estar nos indivíduos *a priori* e *a posteriori* da tomada de decisão em relação ao serviço a valorar (Amorós 2004). Dentro desta abordagem, os métodos mais utilizados são a valoração contingente e os métodos baseados em atributos. Na valoração contingente, estima-se a disposição a pagar (ou a disposição a receber) de um indivíduo perante mercados hipotéticos, cuja simulação é feita através de questionários que incluem alterações na provisão de determinado serviço de ecossistema (Andrade & Romeiro 2009). Neste método, a disposição a pagar (ou a receber) é avaliada apenas para uma opção de escolha do indivíduo. Os métodos baseados em atributos diferenciam-se da avaliação contingente porque colocam à disposição do indivíduo duas ou mais opções de escolha (Amorós 2004).

Os métodos baseados nas preferências declaradas implicam maior esforço, complexidade e custos, comparativamente aos métodos de preferências reveladas (Amorós 2004, Madureira et al. 2013). No entanto, são mais flexíveis, permitem capturar ganhos ou perdas de bem-estar associadas ao valor de uso e ao valor de não uso (uso passivo) e podem aplicar-se antes das variações nos níveis de provisão dos serviços de ecossistema (Madureira et al. 2013). Por estas razões, apresentam uma aplicação mais ampla e generalizada (Madureira et al. 2013).

### ***Abordagem participativa***

Alguns autores tornaram as abordagens baseadas em preferências declaradas, mais completas e sofisticadas incorporando abordagens deliberativas e participativas (Christie et al. 2012) provenientes da ciência política. O processo de valoração é aplicado em atividades de pequenos grupos, onde é fornecido aos participantes algum tempo de reflexão, recolha de informação e deliberação, antes da valoração do bem ou serviço.

### ***Valor de transferência***

Uma prática que tem vindo a ser largamente utilizada consiste em extrapolar os resultados obtidos em estudos de valoração para outros locais, ou seja, utilizar informação económica obtida num determinado contexto temporal e espacial, para inferir sobre o valor económico de bens e serviços de outro contexto (Andrade 2010, TEEB 2013, Sharma et al. 2015). Embora não seja propriamente uma técnica de valoração, esta abordagem permite reduzir os custos de realização de novos estudos e o tempo para aplicação em processos de tomada de decisões. No entanto, a sua adequação depende da qualidade dos dados de origem, da semelhança dos serviços de ecossistema em análise e da semelhança dos contextos espaciais e temporais (TEEB 2013).

No presente estudo o método do valor de transferência foi usado de forma conjugada com o método dos preços de mercado (serviço de produção de cogumelos silvestres e serviço de pesca). Uma vez que os contextos espaciais e temporais dos estudos de origem se assemelham ou são coincidentes com os contextos do presente estudo, considera-se que a transferência dos valores (biofísicos e, ou económicos) é adequada e proporciona uma boa estimativa dos serviços de ecossistema em análise.

## **2.6. Mapeamento de serviços de ecossistema**

O aumento do interesse pela pesquisa em serviços de ecossistema motivou a necessidade crescente de explicá-los através de mapeamento, tendo os estudos que abordam esta temática registado um aumento muito significativo desde 2005 (Egoh et al. 2012, Maes et al. 2013). O mapeamento dos serviços de ecossistema consiste em colocar a capacidade, fluxo ou benefício dos serviços de ecossistema num mapa de forma espacialmente explícita (Maes et al. 2013). A capacidade corresponde à aptidão do ecossistema para fornecer o serviço (stock); o fluxo é a quantidade que é fornecida num determinado intervalo de espaço e tempo (p. ex. ton/ha/ano); o benefício está

relacionado com a captura de valor do lado da oferta ou da procura, o resultado económico da venda de uma certa quantidade do serviço ou o bem-estar resultante da provisão (Madureira et al. 2013).

O mapeamento dos serviços de ecossistema é considerado como uma ferramenta de grande utilidade pois, de uma forma espacialmente explícita, permite identificar e priorizar problemas, sinergias e *trade-offs* entre diferentes serviços de ecossistema e entre serviços de ecossistema e a biodiversidade (Maes et al. 2013, Häyhä & Franzese 2014). Os mapas facilitam a comunicação entre as partes interessadas, pois permitem visualizar a capacidade dos ecossistemas para produzir serviços. Deste modo, o mapeamento pode contribuir para a identificação, planeamento e gestão de áreas de conservação e, implicitamente, dos seus serviços de ecossistema (Maes et al. 2013).

A necessidade de mapeamento tornou fundamental o desenvolvimento de indicadores robustos que permitam mapear e modelar os serviços de ecossistema. Na revisão de literatura efetuada por Egoh et al. (2012), relativa ao período de 1997 a 2011, são identificados os indicadores utilizados com maior frequência para mapear e modelar serviços de ecossistema. Com base na classificação de serviços de ecossistema proposta pela abordagem TEEB, os autores identificaram 67 estudos que recorreram ao mapeamento, sendo os serviços de regulação e os serviços de aprovisionamento aqueles que receberam maior atenção dos especialistas, seguidos dos serviços culturais e, por último, os serviços de suporte. Foi ainda identificada uma grande variedade de indicadores utilizados para mapear os serviços de regulação e culturais, enquanto para os serviços de aprovisionamento e suporte os autores encontraram uma menor diversidade de indicadores.

Existem diversas estratégias metodológicas para quantificar e mapear os serviços de ecossistema. Eigenbrod et al. (2010) dividem as metodologias de mapeamento de serviços de ecossistema entre as que utilizam pelo menos alguns dados primários da região de estudo e as que recorrem a indicadores *proxy*. A revisão realizada por Egoh et al. (2012) identifica as metodologias mais usadas para este efeito, dividindo-as em três grupos: i) recolha de dados-base obtidos a partir de observações diretas; ii) método *proxy* (indiretos) onde um único indicador, ou indicadores combinados, são utilizados para definir o serviço de ecossistema; iii) modelos baseados em processos que utilizam indicadores como variáveis de uma equação.

A maioria dos estudos recorre a métodos *proxy* para quantificar e mapear os serviços de ecossistema (Egoh et al. 2012). Um indicador *proxy* é uma medida substituta usada para obter conhecimento sobre uma área de interesse quando não é possível medir o que se pretende de forma direta. A falta de dados é o maior obstáculo ao progresso na avaliação dos serviços (Madureira et al. 2013) e a principal razão para o predomínio dos métodos *proxy*. Maes et al. (2013), a propósito da utilização de diversos métodos *proxy* em serviços de regulação, salientam que podem ocorrer discrepâncias significativas nas quantificações e, conseqüentemente, na valoração monetária dos serviços de ecossistema. Para cada serviço, é necessário padronizar os métodos de quantificação e mapeamento de modo a facilitar a comparação de dados e medir a eficácia de diferentes medidas políticas.

Os dados diretos são habitualmente usados na quantificação de serviços de provisionamento enquanto os modelos são usados, sobretudo, para quantificar serviços de regulação, dada a sua complexidade e impossibilidade de ser descritos por métodos *proxy* (Egoh et al. 2012). Alguns modelos recentemente desenvolvidos para este efeito são o InVEST (*Integrated Valuation of ESS and Trade-offs*), o MIMES (*The Multi-scale Integrated Models of Ecosystem Services*) e o ARIES (*Artificial Intelligence for Ecosystem Services*).

## **2.7. Valorização dos serviços de ecossistema**

À margem do conceito de serviços de ecossistema existe uma ampla discussão acerca do conceito de pagamento pela prestação destes serviços. Esta abordagem transcendeu as fronteiras académicas e converteu-se num instrumento de política pública importante e de grande influência em diversos países. Baseia-se na ideia central de que quem beneficia dos serviços de ecossistema pague a quem garante a conservação dos ecossistemas e, conseqüentemente, a provisão dos serviços (Blanco 2013, Madureira et al. 2013). Trata-se de um conceito que tem recebido uma atenção considerável nos últimos anos como instrumento inovador para financiar a conservação da natureza e a gestão adequada dos ecossistemas. Em alguns casos, pode ser a ferramenta mais adequada para alcançar determinados objetivos de conservação dos ecossistemas, nomeadamente quando o custo de oportunidade da conservação é baixo e os benefícios de conservação são altos (Gobbi 2011). No entanto, por se tratarem de iniciativas recentes, existe ainda bastante incerteza acerca do que são os esquemas de pagamentos

por serviços de ecossistema, como devem operacionalizar-se e qual a sua equidade e efetividade como instrumento de conservação dos ecossistemas (Gobbi 2011).

Existem diversas estratégias de valorização económica dos serviços de ecossistema com carácter de bem público cujas políticas subjacentes assentam no “princípio do beneficiário pagador” ou no “princípio de pagar ao fornecedor”. As características de cada uma destas estratégias são bem desenvolvidas por Gobbi (2011) e Madureira et al. (2013). Basicamente, a valorização económica do serviço baseada no “princípio do beneficiário pagador” assenta na lógica de que quem beneficia tem de pagar para obter (p. ex. a mercantilização de serviços tradicionalmente não-mercantis como os cogumelos silvestres e a caça, a certificação ecológica de produtos e a certificação de denominações de origem protegida). A valorização económica baseada no “princípio de pagar ao fornecedor” envolve mecanismos de pagamento aos fornecedores de serviços de ecossistema através de aplicação de subsídios, isenções fiscais, pagamentos diretos ou indiretos. Estes mecanismos permitem integrar nos mercados os custos ou benefícios de determinada opção de gestão de um ecossistema e colmatar, ou pelo menos minorar, as falhas de mercado.

### **3. Serviços de ecossistema em estudo**

O presente estudo foca-se na avaliação dos serviços de produção de cogumelos silvestres, produção de produtos agrícolas, produção de lenha, produção de madeira e dos serviços de recreio caça e pesca. Esta seleção baseou-se na relevância que estes serviços de ecossistema apresentam para a região da bacia superior do Rio Sabor e na disponibilidade de dados. No presente capítulo abordam-se alguns aspetos relativos aos serviços de ecossistema em estudo, nomeadamente, uma contextualização e caraterização genérica de cada serviço na região e uma abordagem a alguns dos trabalhos desenvolvidos para avaliação biofísica e económica de cada caso.

#### **3.1. Caraterização genérica dos serviços de ecossistema**

##### ***Produção de cogumelos silvestres***

Em Trás-os-Montes, trabalhos de investigação conduzidos nos últimos 25-30 anos (p. ex. Azevedo 1989, Meneses 1990, Barbosa 1994, Meireles 1997, Barrote 1998, Martins et al. 2002, Branco 2003, Baptista et al. 2005) têm contribuído para consolidar o conhecimento sobre os macrofungos, revelando uma diversidade fúngica muito elevada e diversas espécies com elevado valor cultural e comercial (Baptista et al. 2005). Na área do Parque Natural de Montesinho, por exemplo, estão identificadas 322 espécies de macrofungos distribuídas por 96 géneros (IPB/ICN 2007). Cerca de 20% correspondem a espécies comestíveis (IPB/ICN 2007) e apenas 14 espécies (4,3%) surgem citadas como sendo comercializadas na região (Garcia et al. 2006).

O conhecimento das diversas espécies de cogumelos silvestres pelos coletores portugueses é limitado e a diversidade de espécies colhidas para consumo próprio ou para comercialização é baixa (IPB/ICN 2007). Ainda assim, no nordeste de Portugal, a recolha de cogumelos silvestres é uma atividade com muita tradição e importância gastronómica, que foi fortemente impulsionada a partir dos anos 80 do séc. XX por motivos comerciais. Os preços consideráveis pagos ao coletor e a existência de redes de comercialização bem definidas que asseguram o escoamento deste produto fomentaram a recolha regular de cogumelos, mesmo em regiões onde não existia essa tradição (Ribeiro et al. 2011). As vendas são efetuadas a intermediários responsáveis pela distribuição dos cogumelos que se destinam, sobretudo, a Espanha, França, Itália, Suíça, Alemanha, Inglaterra e EUA (ICN 2001) onde as produções locais são insuficientes para abastecer os mercados.

A elevada potencialidade dos territórios florestais e agroflorestais de Trás-os-Montes para a produção de cogumelos silvestres, permitem estimar que no período de vida de um povoamento florestal, o valor económico dos cogumelos possa ser comparável ao valor dos principais produtos obtidos da floresta (Ribeiro et al. 2011). O estudo efetuado por Garcia et al. (2006) dá conta dos preços praticados ao coletor no ano de 2003 e refere que são colhidos entre 5 e 15 kg/coletor/dia de cogumelos silvestres comercializáveis. Considerando a produção média de cogumelos comestíveis dos habitats estudados por Martins et al. (2008) para a região de Bragança (cerca de 44 kg/ha/ano em carvalhais de *Quercus pyrenaica*, 35 kg/ha/ano em pinhais de *Pinus pinaster* e 17 kg/ha/ano em soutos de *Castanea sativa*), é possível esperar um valor económico considerável associado à exploração dos recursos micológicos no nordeste de Portugal.

### ***Produção agrícola***

Os ecossistemas agrícolas providenciam importantes serviços de ecossistema como a produção de alimentos, o sequestro de carbono, a preservação da biodiversidade e o recreio (Rosas et al. 2009, Almeida 2013). O fluxo desses serviços depende do tipo de gestão seguido nesses ecossistemas bem como da diversidade, composição e funcionamento dos ecossistemas adjacentes (Zhang et al. 2007).

As alterações do uso do solo, em particular no mosaico agrícola, são atualmente o mais importante promotor direto de alteração dos serviços de ecossistema das áreas de montanha em Portugal (Aguiar et al. 2009). Nestas regiões, o abandono do cultivo dos campos tem conduzido à homogeneização da paisagem e ao agravamento do problema dos incêndios florestais.

De acordo com os Recenseamentos Agrícolas de 1989 e 2009 (INE 1989, 2009) nas freguesias abrangidas pela área em estudo, verificou-se o desaparecimento de 271 explorações agrícolas, o que corresponde a um decréscimo médio de 12% (Anexo I). A superfície agrícola utilizada (SAU) por freguesia decresceu de uma média de 1010 ha em 1989 para 661 ha em 2009. A superfície agrícola média por exploração também decresceu na maioria das freguesias passando de 11,4 ha para cerca de 9 ha (Anexo I). Relativamente aos quantitativos das diversas produções agrícolas vegetais e animais existentes nas freguesias na bacia superior do Rio Sabor, os dados dos Recenseamentos Agrícolas mostram que, entre 1989 e 2009, a maioria das produções sofreu decréscimos acima dos 50% (Anexo II). Excetua-se as culturas permanentes, as pastagens, a

produção ovina e a produção apícola onde se observaram acréscimos nas áreas ocupadas (ha) e nos efetivos (n.º cabeças e n.º colmeias). A área de culturas permanentes destaca-se pelo acréscimo de 84%, seguido dos aumentos do efetivo apícola (31%), do efetivo ovino (13,7%) e da área de pastagens (12,7%).

### ***Produção de lenha***

Atualmente, a principal atividade florestal no distrito de Bragança diz respeito ao abate e comercialização de lenhas para aquecimento doméstico provenientes, sobretudo, de carvalho-negral (Azevedo 2012) e de azinheira. Estas espécies são muito apreciadas para lenha devido ao seu elevado poder calorífico (Carvalho 2005, Puratich & Villanueva 2014). De acordo com Ferreira (2008), as fontes de energia que mais contribuem para o perfil energético da região de Bragança são os gasóleos (36%), as lenhas (27%) e a eletricidade (18%). As lenhas têm um peso muito significativo no consumo energético da região, principalmente na componente de aquecimento, com 75% dos lares a utilizarem lareiras (Ferreira 2008). Embora efetuada com intensidade relativamente baixa e a uma escala limitada, esta atividade parece ter grande importância económica e social na região onde, devido à procura acentuada, as lenhas para aquecimento atingem preços elevados em verde comparativamente a outras lenhas e a outros produtos lenhosos no país (Azevedo 2012).

Na área abrangida pela bacia superior do Rio Sabor, entre 1990 e 2006, as áreas florestais dominadas pelo carvalho-negral aumentaram 46,6% e as áreas dominadas pela azinheira aumentaram 30% (cf. COS90 e COS06). Se a tendência de aumento das áreas de floresta autóctone na região de Bragança se mantiver e se existir a possibilidade de realizar investimentos na utilização de sistemas de conversão e distribuição eficiente de energia, é possível que a matriz energética da região possa vir a assentar na biomassa florestal (Azevedo 2012).

### ***Produção de madeira***

As principais espécies resinosas que ocorrem na região da bacia superior do Rio Sabor são a *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris*, *Pseudotsuga menziesii* e *Pinus nigra* compostas em povoamentos puros, mistos de resinosas ou mistos com folhosas (Pires 1998, Ferreira 2004, IPB/ICN 2007). A espécie mais largamente expandida é o pinheiro-bravo *P. pinaster* cujos povoamentos se caracterizam por apresentarem elevadas densidades, grande número de árvores mal conformadas e mortalidade natural (Pires 1998, Ferreira

2004, Martins 2005). Os estudos de caracterização realizados no âmbito do Plano Regional de Ordenamento Florestal do Nordeste permitiram verificar que 25% dos povoamentos de pinheiro-bravo da região se encontram na classe de qualidade média-baixa (altura dominante Hdom aos 50 anos entre 14 e 18 metros) e 50% na classe de qualidade baixa (Hdom aos 50 anos inferior a 14 m) (PROF-N 2005).

Cerca de 82% dos povoamentos de pinheiro-bravo e de outras resinosas existentes na bacia superior do Rio Sabor (cf. COS06) encontram-se inseridos em áreas submetidas ao Regime Florestal Parcial<sup>1</sup> estando incluídos em dois perímetros florestais: o Perímetro Florestal de Deilão e o Perímetro Florestal da Serra de Montesinho. Nestas áreas de servidão pública, a gestão dos povoamentos é realizada em regime de cogestão entre os serviços oficiais do Estado (atualmente Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas ICNF) e os órgãos representativos das comunidades locais (comissões de baldios).

A venda de material lenhoso proveniente dos povoamentos inseridos nos perímetros florestais resulta da realização de cortes efetuados com objetivos distintos designados por cortes culturais, cortes finais ou cortes extraordinários<sup>2</sup> (Duro 2008). Após a seleção e marcação em pé das árvores destinadas a corte são constituídos lotes, efetuados os respetivos autos de marca<sup>3</sup> e realizados os procedimentos de venda (Duro 2008). O preço final do material lenhoso depende de fatores biométricos (volume por árvore cortada, dimensões das árvores e idade média do arvoredo), do tipo de lote (tipo de corte, volume de corte, volume a ser cortado por hectare, número de árvores e composição do lote), de fatores qualitativos (qualidade das árvores, presença de feridas, forma das árvores, percentagem de casca), da localização e condições de extração e das condições de venda e de mercado (Duro 2008).

A produção de material lenhoso no distrito de Bragança e as atividades associadas (exploração florestal, serrações, indústria) é pouco expressiva comparativamente a outras regiões do País (Azevedo 2012). Para tal contribui a história recente dos povoamentos, a limitada produtividade primária da floresta na generalidade da região

---

<sup>1</sup> Submissão a Regime Florestal, quando aplicado a terrenos baldios (propriedade comunitária) e a terrenos particulares, constituindo os Perímetros Florestais (Duro 2008).

<sup>2</sup> Corte cultural – corresponde à remoção de determinada quantidade e categoria de árvores, de forma a redistribuir o potencial produtivo do povoamento. Corte final – corresponde à remoção total das árvores após o povoamento ter atingido o termo de explorabilidade. Corte extraordinário – corresponde à remoção de árvores que, por motivos de força maior, devem ser retiradas do povoamento (p. ex. incêndio, ataque de pragas ou doenças, instalação de infraestruturas, etc.).

<sup>3</sup> Autos de marca são documentos onde se contabilizam o número total de árvores a extrair por espécie e por classe de diâmetro, e o volume total do lote.

(Azevedo 2012), a ausência de planos de corte, a valorização da produção global em detrimento dos crescimentos individuais, o desequilíbrio na distribuição do potencial produtivo e a ausência de regimes de desbaste adequados (Duro 2008).

### *Caça e pesca*

A região da bacia superior do Rio Sabor abrange um conjunto de características biofísicas diversas que fazem dela uma área potencialmente vocacionada para o desenvolvimento de espécies cinegéticas e aquícolas com elevada importância económica, social e ecológica (IPB/ICN 2007).

Em 1990, o exercício da caça era regulado pela Lei n.º 30/86, de 27 de agosto que previa, para efeitos de organização da atividade venatória, que os terrenos de caça fossem sujeitos ao Regime Cinegético Geral ou ao Regime Cinegético Especial (zonas de caça nacional, zonas de caça social, zonas de caça associativa e zonas de caça turísticas). Nesta época, 33,4% do território da bacia superior do Rio Sabor era abrangido pela Zona de Caça Condicionada da Lombada (criada na década de oitenta do séc. XX decorrente da aplicação do Decreto-Lei n.º 354-A/74, de 14 de agosto) e os restantes 65% do território encontrava-se submetido ao Regime Cinegético Geral. O Decreto-Lei 274-A/88, de 3 de agosto impõe que as zonas de caça condicionadas sejam integradas num dos regimes cinegéticos, geral ou especial. Assim, em 1991, é criada a Zona de Caça Nacional da Lombada cuja delimitação e área iniciais (18.000 ha) foram posteriormente aumentadas e consolidadas para 20.830 ha.

A atividade cinegética passou posteriormente a ser regulada pela Lei de Bases Gerais da Caça (Lei n.º 173/99, de 21 de setembro) passando a prever-se a existência de zonas de caça em função da natureza dos seus objetivos: zonas de caça nacionais, constituídas em áreas com características físicas e biológicas que permitam preservar núcleos com elevadas potencialidades cinegéticas, sendo o Estado o responsável pela sua administração; zonas de caça municipais, constituídas para proporcionar o exercício da caça a um número maximizado de caçadores em condições particularmente acessíveis; zonas de caça turísticas, constituídas para privilegiar o aproveitamento económico dos recursos cinegéticos; e zonas de caça associativas, constituídas com o intuito de incrementar e manter o associativismo dos caçadores.

Em 2006, cerca de 71,5% (21.928 ha) do território da bacia superior do Rio Sabor passou a estar abrangido pelo Regime Cinegético Ordenado através das figuras de Zona de Caça Associativa (8 ZCA) e Zona de Caça Municipal (3 ZCM), para além da Zona

de Caça Nacional da Lombada já existente. A figura de Zona de Caça Turística não está presente neste território. Surgem também as Zonas de Interdição à Caça que passam a ocupar quase 15% da área com o objetivo de proteger valores específicos em termos de conservação da natureza.

Os dados recolhidos no âmbito deste estudo permitiram realizar uma breve caracterização da atividade cinegética na região. A média das jornadas de caça menor praticadas nas diversas zonas de caça abrangidas pela bacia superior do Rio Sabor permite constatar que, ao longo de 12 épocas venatórias, a atividade cinegética na região sofreu um acréscimo seguido de um decréscimo acentuado (Anexo III). O número médio de exemplares abatidos das três principais espécies sedentárias de caça menor – coelho, lebre e perdiz-vermelha – tem tido uma tendência decrescente (Anexo IV). Pelo contrário, o número de exemplares abatidos de caça maior, nomeadamente de javali, tem vindo a aumentar ao longo dos anos o que poderá indiciar um crescimento das populações de caça maior (Anexo V).

Estes dados são coerentes com as tendências nacionais reportadas por diversos autores e que, genericamente, apontam para uma diminuição acentuada do número de caçadores, um envelhecimento da população de caçadores (Lopes 2015, Santos et al. 2015), um decréscimo do efetivo populacional das principais espécies de caça menor (coelho-bravo, lebre e perdiz-vermelha) devido, entre outros fatores, a alterações do habitat (p. ex. diminuição da agricultura tradicional e homogeneização da paisagem) (Lopes 2012, Lopes 2015) e um aumento das populações de javali e cervídeos devido à diminuição da pressão humana e mudanças favoráveis no habitat (p. ex. incremento das áreas de floresta e de matos) (PROF-N 2005, Rosa 2006, Lopes 2015).

Ao contrário da atividade cinegética, a prática de pesca recreativa em águas interiores, tem vindo a assumir cada vez maior importância em Portugal (Ferreira et al. 2010, Miranda 2012), sendo uma atividade em franca expansão praticada por cerca de 3% da população portuguesa (Vieira 2011). No Nordeste Transmontano, o número de praticantes de pesca recreativa tem aumentado significativamente nas últimas décadas (Miranda 2012).

As linhas de água que atravessam a bacia superior do Rio Sabor são procuradas, essencialmente, para a prática de “pesca lúdica” (pesca praticada como atividade de recreio ou lazer e onde não podem ser comercializados os exemplares capturados). Tratam-se de linhas de água classificadas como “zonas de pesca lúdica” (onde é

permitida a “pesca lúdica” e a “pesca desportiva”<sup>4</sup> e como “águas de salmonídeos” (águas onde vivem ou poderão viver espécies piscícolas da família *Salmonidae*, como a truta-de-rio *Salmo truta*). O estudo realizado por Miranda (2012) realça numerosos aspetos do perfil dos utilizadores dos recursos piscícolas do Nordeste Transmontano, alguns dos quais foram utilizados no âmbito das avaliações realizadas no presente estudo.

### **3.2. Exemplos de trabalhos desenvolvidos sobre quantificação, valoração e mapeamento dos serviços de ecossistema**

De seguida apresenta-se uma breve resenha de diversos estudos e projetos referidos na bibliografia, desenvolvidos com o objetivo de quantificar, valorar e, ou mapear os serviços de ecossistema abordados no âmbito deste trabalho. Uma vez que muitos dos estudos consultados não avaliam apenas um serviço de ecossistema, optou-se por não apresentar o capítulo subdividido como foi opção noutros capítulos.

Os cogumelos silvestres são considerados como um produto florestal não-madeireiro de grande importância comercial, social e ambiental (Martínez de Aragón et al. 2007, Calama et al. 2010, Turtiainen & Nuutinen 2012, Kovalčík 2014), sendo apontado como crucial para o desenvolvimento económico das áreas rurais (Garcia 2008, Palahi et al. 2009, Cai et al. 2011) e dos ecossistemas de montanha (Bonet et al. 2014). Em diversas regiões da Europa, o rendimento obtido com a colheita de cogumelos silvestres pode exceder o rendimento da produção madeireira (Balteiro et al. 2003, Garcia 2008, Palahi et al. 2009, Kovalčík 2014). Em algumas regiões de Espanha, nas últimas duas décadas têm sido feitos esforços consideráveis para conhecer o valor associado à produção de cogumelos silvestres (Bonet et al. 2014). As produções obtidas em diversos ecossistemas e os valores económicos reportados na bibliografia demonstram a elevada importância deste serviço (p. ex. Martínez de Aragón et al. 2007, Oria de Rueda et al. 2009, Oria de Rueda et al. 2010, Martinez-Peña et al. 2011, Martínez-Peña et al. 2012).

Assim, Bonet et al. (2014), em florestas de resinosas da Catalunha, obteve produções máximas de 44,88 kg/ha/ano para espécies de cogumelos silvestres comercializáveis. Usando preços de 4 €/ha Bonet et al. (2014) valoraram a produção de cogumelos

---

<sup>4</sup> Em 2006, a pesca lúdica era permitida em toda a área de estudo, exceto na Zona de Proteção compreendida entre a confluência da Ribeira das Andorinhas com o Rio Sabor, a montante, e o açude do Prado Novo, a jusante. Em 2010, é criada uma concessão de pesca desportiva num troço do Rio Sabor.

comercializáveis em 31,7 milhões €, confirmando a elevada importância do serviço de produção de cogumelos silvestres nas florestas da Catalunha.

Martínez de Aragón et al. (2011) estimaram os benefícios obtidos com a colheita recreativa de cogumelos silvestres numa área florestal da Catalunha. O excedente do consumidor<sup>5</sup> foi calculado através da aplicação do método do custo de viagem individual (os dados são recolhidos através de inquéritos individuais aos coletores). O estudo revelou que foram colhidas 37 ton/época de cogumelos silvestres e comercializados nos mercados locais cerca de 2612 kg/época. Os coletores receberam, em média, cerca de 3,5 €/kg. Os cogumelos foram comercializados nos mercados locais a 6,46 €/kg o que produziu um ganho aproximado de 12.000 € (a preços de 2003). A aplicação do método do custo de viagem ao coletores permitiu obter um excedente de consumidor de 38,22 €/pessoa (a preços de 2003) o que resultou num valor agregado de 710.000 €/época. Deste valor, 82% corresponde a valor recreativo, enquanto o restante corresponde ao valor dos cogumelos colhidos. Martínez de Aragón et al. (2011) concluem que uma quantidade considerável de bem-estar provém da atividade recreativa de colheita de cogumelos silvestres e que a componente recreativa é bastante superior à componente do produto propriamente dito.

O estudo desenvolvido por de Frutos et al. (2009), aplicado em pinhais da região de Soria utilizando o método do custo de viagem zonal<sup>6</sup>, resultou num excedente de consumidor médio de 10,49 €/pessoa (1995 a 2001). Este valor permitiu verificar que existe uma diferença considerável entre o nível de bem-estar alcançado pelo coletor e o custo da licença de colheita de cogumelos silvestres aplicado nesta região (5 €/coletor). O diferencial pode ser incorporado em taxas que contribuam para a gestão e regulação dos recursos micológicos (de Frutos et al. 2009).

Balteiro et al. (2003) compararam a produção de *Boletus edulis* com a produção madeireira, numa área florestal da região de Zamora (Espanha). O estudo avaliou a produção fúngica unicamente como um serviço de aprovisionamento. Os resultados mostram que o valor da provisão de cogumelos silvestres é muito superior ao rendimento resultante da provisão de madeira. A maximização de ambos os serviços e a aplicação de restrições de produção (limitação da superfície cortada, manutenção de

---

<sup>5</sup> O excedente de consumidor corresponde à diferença entre a máxima disposição a pagar por um bem e o valor efetivamente pago. Quanto maior é o excedente do consumidor, maior é o benefício gerado em termos de consumo e, portanto, maior é o nível de bem-estar alcançado porque o consumidor está a pagar menos pelo bem ou serviço do que estaria efetivamente disposto a pagar.

<sup>6</sup> Variante do método do custo de viagem que implica criar zonas concêntricas a partir das quais se calculam as distâncias de origem dos coletores.

áreas recreativas, etc.), permitiu obter um rendimento financeiro dos cogumelos que supera em 25% o rendimento madeireiro (Balteiro et al. 2003). Uma abordagem semelhante foi realizada por Nagasaka (2013) que, através de uma análise de custo-benefício, comparou a produção do cogumelo *Tricholoma matsutake* com a produção madeireira em florestas de *Pinus sylvestris* da Suécia. Nagasaka (2013) conclui que o rendimento financeiro obtido com a exploração do cogumelo pode ser o dobro do rendimento obtido com a exploração madeireira e, mesmo nos locais de menor produtividade fúngica, ambos os rendimentos são equiparáveis.

Kovalčík (2014) estimou a produção e o valor da colheita de cogumelos silvestres em florestas da Eslováquia. O estudo envolveu 5.168 inquéritos realizados a habitantes locais (coletores e não coletores) após a época outonal de colheita. O autor verificou que foram colhidas, em média, 27.488 ton/época de cogumelos silvestres o que representa um valor de 65 mil €/época que, no melhor ano de produção, ascendeu a 95 mil €.

Cai et al. (2011) avaliaram a contribuição da colheita de cogumelos silvestres para a economia local, numa área rural da Finlândia. O estudo envolveu a realização de inquéritos aos coletores locais cujo produto da colheita é maioritariamente vendido a uma empresa da região. Os resultados demonstram que, em média, ao longo de uma época de colheita, um coletor profissional ganha cerca de 1.224 € com a colheita de 370 kg de cogumelos realizada durante 45 dias (5,52 h/dia). Um coletor ocasional tem um retorno financeiro de 257 €, colhendo cerca de 83 kg de cogumelos ao longo de 19,5 dias por época (2,85 h/dia).

Häyhä et al. (2015) estimaram e mapearam os valores biofísicos e o valor económico total (TEV) de diversos serviços de ecossistema prestados por florestas situadas no norte de Itália, com base na produção atual e em preços de mercado. Entre os diversos serviços avaliados contam-se os cogumelos silvestres (avaliados como serviço de aprovisionamento e como serviço cultural), a madeira e a lenha (serviços de aprovisionamento) e a caça (serviço cultural). Na perspetiva de serviço de aprovisionamento, os cogumelos silvestres resultaram num valor económico médio de 14 €/ha/ano e um total de 557.233 €/ano (1,7% do TEV). Na perspetiva de serviço cultural, os cogumelos silvestres apresentam um valor económico médio de 6 €/ha/ano, totalizando 227.423 €/ano (0,7% do TEV). Os serviços de produção de madeira e de produção de lenha representam 28% do TEV (dos quais 26,4% provém do serviço de produção de madeira) e contribuem com um valor total de cerca de 9,2 milhões € por ano, o segundo maior valor económico do estudo a seguir ao serviço de regulação de

proteção hidrogeológica. A caça contribui com um valor médio de 10 €/ha/ano, o que representa 385.425 €/ano (1,2% do TEV). Häyhä et al. (2015) analisaram os *trade-offs* e sinergias entre serviços de ecossistema tendo verificado que a produção de madeira apresenta correlação positiva com o serviço de sequestro de carbono. As áreas de proteção hidrogeológica (serviço de regulação) e as áreas cuja paisagem apresenta valor recreativo (serviço de recreio) traduzem-se em baixos níveis de fornecimento do serviço de produção de madeira.

García-Nieto et al. (2013) avaliaram seis serviços de ecossistema fornecidos por florestas da Serra Nevada (sul de Espanha), numa perspetiva de estudar possíveis padrões espaciais entre a procura e a oferta, e tendo em conta a influência de áreas protegidas no fornecimento dos serviços. Foi analisado o valor social dos serviços de ecossistema através da realização de entrevistas e questionários estruturados para diferentes perfis de beneficiários. Os resultados obtidos por García-Nieto et al. (2013) permitiram encontrar correlações positivas, quer em termos de oferta que em termos de procura, entre a colheita de cogumelos silvestres e o turismo de natureza. Isto deve-se ao facto dos cogumelos silvestres apresentarem valor como serviço de aprovisionamento e como serviço cultural (García-Nieto et al. 2013). Os autores verificaram que o fluxo de serviços de ecossistema é mais intenso dentro dos limites de áreas protegidas.

Remme et al. (2015) apresentam os resultados da valoração e modelação realizadas para diversos serviços de ecossistema (de aprovisionamento, de regulação e culturais) fornecidos por uma paisagem agrícola do sul da Holanda. Foi aplicado o método dos custos evitados para estimar e mapear o valor económico da produção de culturas agrícolas e da produção de forragem. Estes serviços de aprovisionamento, juntamente com o serviço cultural de turismo da natureza, foram os que mais contribuíram para o valor económico total dos serviços de ecossistema avaliados neste estudo. A produção de culturas agrícolas contribui para cerca de 41% do valor económico total e a produção de forragem teve um contributo aproximado de 8%.

O serviço de provisão de leite foi selecionado, entre outros, por Madureira et al. (2013) para quantificar, mapear e valorar os serviços de ecossistema no Parque Natural da Serra da Estrela (PNSE). Os autores utilizaram o fornecimento anual de leite (litros por freguesia) e o método dos preços de mercado para avaliar a produção e o valor económico deste serviço nas freguesias do PNSE. Madureira et al. (2013) concluíram que a falta de transformação local do leite devido a imposições jurídico-legais leva a

perdas económicas significativas para região. A valorização deste serviço passa pela adequação do quadro jurídico-legal às especificidades de pequena escala (Madureira et al. 2013).

Almeida (2013) estudou os serviços fornecidos pelos agroecossistemas de um território rural de montanha situado no Baixo Tâmega. A autora identifica diversos serviços de produção de alimento e forragem, serviços de regulação e serviços culturais associados aos ecossistemas agrícolas desta região. O estudo apresenta propostas de valorização desses serviços e salienta a importância da necessidade de se proceder à valorização dos ecossistemas em função dos serviços que prestam, dado tratar-se de um aspeto fundamental no apoio à decisão política e técnica.

Santos et al. (2006) avaliaram o serviço cultural de pesca em Portugal através da caracterização sócio-económica dos pescadores desportivos e do benefício económico proveniente desta atividade recreativa. A avaliação dos benefícios económicos gerados pela atividade de pesca desportiva foi obtida aplicando o método do custo de viagem, na sua variante zonal, com base num modelo de multisítios. A partir de elementos recolhidos em inquéritos, foram criados modelos para estimar o número de visitas realizadas a cada local de pesca e calcular o excedente do consumidor. Considerando 21 locais de pesca a norte do Rio Tejo, os autores obtiveram um valor do excedente de consumidor agregado na ordem dos 12.500 € (a preços de 2000). Santos et al. (2006) consideram este valor subestimado uma vez que o estudo não abrangeu diversos sítios com relevância para a prática de pesca desportiva.

Bilgic et al. (2008) avaliaram os serviços culturais de pesca e caça praticados nos EUA, com base em inquéritos *off-site* e na aplicação do método do custo de viagem. A abordagem realizada pelos autores considera decisões de prática da atividade de pesca e destinos para a prática da caça e inclui entrevistados que não praticavam estas atividades recreativas em determinadas épocas. Os resultados sugerem, entre outros aspetos, que as características individuais influenciam os gastos tidos com a prática das atividades de caça e pesca (p. ex. os homens estão mais predispostos a gastar com estas atividades do que as mulheres) e que a popularidade da caça tende a decrescer à medida que a população envelhece.

## 4. Material e métodos

Neste estudo procedeu-se à quantificação, valoração económica e mapeamento de seis serviços de ecossistemas de acordo com a classificação da abordagem do *Millennium Ecosystem Assessment* (Alcamo et al. 2003) e da iniciativa TEEB (2010). Como referido no Capítulo 3, foram avaliados quatro serviços de aprovisionamento (produção de cogumelos silvestres, produção de madeira, produção agrícola e produção de lenha) e dois serviços de recreio (caça e pesca). As avaliações foram realizadas com base no uso atual (consumo ou procura) dos serviços e, portanto, os resultados são estimativas da produção atual e não da produção potencial dos serviços. Foi considerada a dinâmica do território, nomeadamente as mudanças de uso e ocupação do solo ocorridas entre 1990 e 2006, para avaliar os efeitos dessas alterações sobre a provisão de serviços. Realizou-se ainda uma análise prospetiva da oferta de alguns dos serviços com base em cenários de alteração de uso e ocupação do solo.

As abordagens metodológicas tiveram em conta, por um lado, as propostas avançadas na literatura da especialidade e, por outro, as limitações na disponibilidade da informação. Este segundo aspeto foi um fator de grande pertinência que teve como consequência uma restrição das opções metodológicas finais. Embora se reconheça a limitação dos métodos aplicados, o contexto em que se desenvolveu o presente estudo (sobretudo, no que respeita à disponibilidade de informação) não permitiu que fossem exploradas abordagens mais detalhadas.

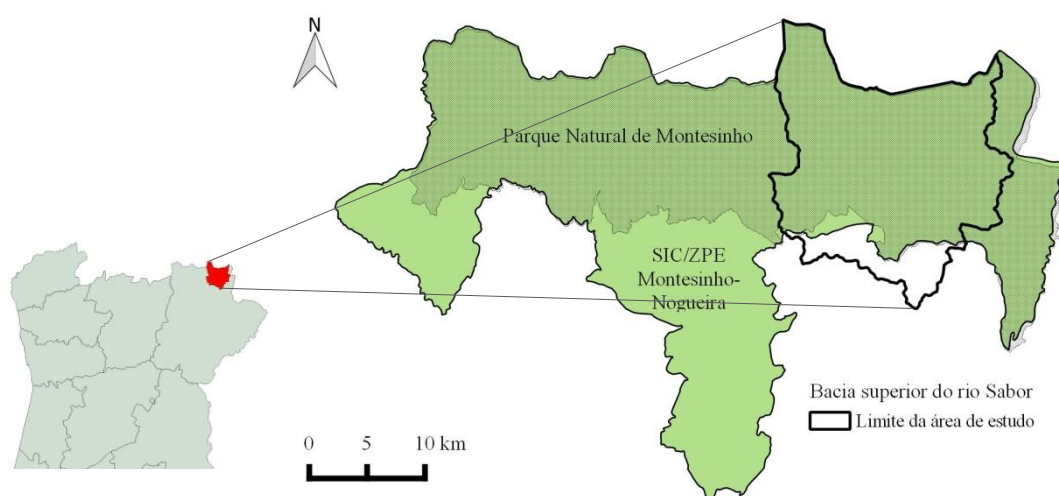
A Tabela 5 sintetiza os indicadores biofísicos e os indicadores económicos usados para avaliar cada serviço de ecossistema. Os capítulos seguintes descrevem as fontes de dados usadas e os métodos aplicados na avaliação dos serviços de ecossistema.

**Tabela 5** - Indicadores biofísicos e económicos usados na avaliação dos serviços de ecossistema na bacia superior do Rio Sabor.

<b>Serviço de ecossistema</b>	<b>Indicador biofísico</b>	<b>Indicador económico</b>
<b>Serviços de aprovisionamento</b>		
· Cogumelos silvestres	Quantidade de cogumelos	Preço de mercado dos cogumelos
· Produção agrícola (animal e vegetal)	Quantidade de produtos agrícolas	Preço de mercado dos alimentos
· Madeira	Quantidade de madeira cortada	Preço de mercado da madeira em pé
· Lenha	Quantidade de lenha cortada	Preço de mercado da lenha
<b>Serviços de recreio</b>		
· Caça	Número de jornadas de caça	Preço das licenças de caça
· Pesca	Número de jornadas de pesca	Preço das licenças de pesca Preço de mercado do pescado Custos gerais com a atividade

#### 4.1. Área de estudo

A área de estudo corresponde à bacia superior do Rio Sabor, um território com cerca de 30.650 ha situado no nordeste de Portugal Continental, na parte norte do distrito de Bragança (Figura 1). Esta área encontra-se maioritariamente inserida no Parque Natural de Montesinho e em espaços da Rede Natura 2000 - Sítio de Importância Comunitária e Zona de Proteção Especial Montesinho-Nogueira PTCON0002 - o que revela a sua elevada importância no que concerne à conservação da natureza e da biodiversidade a nível regional, nacional e europeu.



**Figura 1** - Enquadramento geográfico da bacia superior do Rio Sabor.

O relatório de caracterização do Plano de Ordenamento do PNM (IPB/ICN 2007) apresenta uma vasta e detalhada descrição do sistema físico, biológico e sócio-económico desta região. Com base neste trabalho descrevem-se de seguida alguns desses aspetos de modo a caracterizar sucintamente a área de estudo.

A bacia superior do Rio Sabor insere-se numa região com características geomorfológicas peculiares fortemente controladas pelas estruturas tectónicas e litologias. O relevo de maior expressão corresponde à Serra de Montesinho (1.487 m) que se distingue das áreas envolventes pela morfologia granítica. As cotas menos elevadas, abaixo de 600 m, ocorrem ao longo do vale do Rio Sabor e seus afluentes, próximo de Bragança e Gimonde. Entre estes níveis destacam-se dois elementos geomorfológicos distintivos na região: o planalto da Alta Lombada, uma extensa superfície com cotas variando entre os 900-950 m, e a Baixa Lombada, um aplanamento que ocorre entre os 650-700 m limitado a oeste e a leste por falhas tectónicas. A área é atravessada por diversas linhas de água principais, orientadas de norte para sul, com um

padrão de drenagem do tipo dendrítico, essencialmente de caráter turbulento e pouco ou suavemente meandrizadas (Aguiar 2001, IPB/ICN 2007).

Nesta região existe uma acentuada assimetria entre os níveis de temperatura e de precipitação, o que permite definir a presença de “zonas climaticamente homogéneas” distintas. A Serra de Montesinho regista os menores valores de temperatura média anual (8,5°C) e os maiores valores de precipitação (>1.200 mm); de acordo com a classificação bioclimática de Gonçalves (1985) esta zona insere-se na chamada Terra Fria de Alta Montanha/Terra Fria de Montanha. A Baixa Lombada apresenta os maiores valores de temperatura (12,8°C) e os menores níveis de precipitação (cerca de 600 mm) correspondendo ao bioclima designado por Terra Fria de Planalto (Gonçalves 1985).

Os vales mais encaixados e profundos registam as maiores amplitudes térmicas diurnas e anuais como é o caso do vale do Rio Sabor, próximo de Gimonde, onde as temperaturas atingem -16°C no inverno e 42°C no verão (Aguiar 2001, IPB/ICN 2007). A ocorrência de geadas é frequente e corresponde ao fenómeno climático de maior importância nos ritmos biológicos e nas atividades agrícolas da região (Gonçalves 1985). O período livre de geadas estende-se desde maio a outubro; porém, existem datas de ocorrência de geadas precoces (em outubro) e tardias (em abril), nas zonas de Montesinho e Gimonde .

As unidades pedológicas dominantes na área de estudo são os leptossolos úmbricos, de xisto ou de granito, e os leptossolos dístricos. Com menor representação surgem os leptossolos êutricos (sobre rochas básicas ou ultrabásicas), os cambissolos úmbricos ou dístricos, os luvisolos crómicos e os fluvisolos crómicos (ambos sobre rochas básicas), e os alissolos háplicos que ocorrem sobre depósitos sedimentares.

No que respeita aos usos e ocupação do solo, a maioria do território é ocupado por áreas seminaturais (vegetação arbustiva baixa, vegetação arbustiva alta com arvoredos dispersos, áreas descobertas ou com pouca vegetação). A floresta ocorre em cerca de um terço da área, estando sobretudo representada por povoamentos de pinheiro-bravo *Pinus pinaster*, bosques naturais de carvalho-negral *Quercus pyrenaica* e soutos de castanheiro *Castanea sativa*. As áreas agroflorestais (sobretudo mosaicos de culturas anuais com arvoredos) e as áreas agrícolas (onde se destacam as culturas anuais) representam cerca de 23% do território. A área remanescente é ocupada por espaços artificiais e massas de água.

Em termos demográficos, a maioria das freguesias abrangidas pela área de estudo, à semelhança de outras freguesias rurais do distrito de Bragança, sofreu uma acentuada

perda de população nas últimas décadas e uma marcada mudança na estrutura demográfica. O padrão espacial de distribuição da população também se alterou, passando a verificar-se maior rarefação demográfica nas aldeias mais distanciadas da cidade de Bragança e uma maior atratividade pelas aldeias próximas da sede de concelho. Consequentemente, a agricultura, principal atividade da população desta região e determinante na composição da paisagem (Aguiar 2001) também sofreu alterações nas últimas décadas.

Apesar das mudanças demográficas e do declínio no setor primário, a agricultura, a exploração florestal e a pastorícia mantêm a sua relevância na atividade económica da região, a par de novas atividades ligadas ao setor terciário. O turismo e as atividades de recreio e lazer nas suas variadas vertentes (caça, pesca, turismo gastronómico, turismo micológico, BTT, turismo pedestre, etc.) têm vindo a assumir maior expressão nesta área.

#### **4.2. Bases cartográficas**

A quantificação da provisão de cogumelos silvestres teve por base a cartografia da bacia superior do Rio Sabor, elaborada pela Escola Superior Agrária de Ponte de Lima no âmbito do projeto IND\_Change: *Indicator-based modelling tools to predict landscape change and to improve the application of social-ecological research in adaptive land management*. Trata-se de uma base cartográfica em formato vetorial (*shapefile*), projetada no sistema geodésico de referência ETRS89 (*European Terrestrial Reference System* 1989) e no sistema de coordenadas geográficas GCS\_ETRS\_1989. Esta cartografia foi produzida através de fotointerpretação a partir da Carta de Ocupação do Solo de 1990 (COS`90) e da Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental para 2007 (COS2007), que atualiza a edição anterior (COS`90) (IGP 2010). Encontra-se à escala 1:25.000 e apresenta como unidade mínima cartográfica (UMC) 1 ha (IGP 2010).

A cartografia da bacia superior do Rio Sabor é assim composta por dois produtos em formato *shapefile* que, no âmbito deste estudo, são nomeados COS90 (carta de uso e ocupação do solo em 1990) e COS06 (carta de uso e ocupação do solo em 2006). A legenda é composta por três níveis hierárquicos: categorias, classes e subclasses. As categorias são 5 e correspondem ao nível de uso e ocupação do solo mais genérico (áreas agrícolas, áreas agroflorestais, áreas seminaturais, áreas artificiais e massas de água); as classes resultam da desagregação das categorias e estão representadas por

códigos de nível 1 compostos por uma letra; as subclasses resultam da desagregação das classes e estão representadas por códigos de nível 2 compostos pela combinação de duas letras. Nas subclasses, a cada letra (classe) corresponde uma percentagem de ocupação (% cobertura) definida com base na Memória Descritiva da COS2007 (IGP 2010).

A manipulação da base cartográfica da bacia superior do Rio Sabor (COS90 e COS06) foi realizada através do *software* Quantum GIS (QGIS) v. 2.10.1. A tabela do Anexo VI apresenta um resumo dos usos e ocupações do solo da área em estudo para os anos de 1990 e 2006, com indicação das áreas ocupadas (ha), categorias, classes, subclasses, percentagem de ocupação nas subclasses e taxa de variação entre 1990 e 2006.

As quantificações da provisão de produtos agrícolas e da provisão de lenha foram realizadas com base na unidade administrativa “freguesia”, segundo a Carta Administrativa Oficial de Portugal, versão 2008.1 (CAOP 2014) que contém os limites oficiais das freguesias existentes em 2006. Nesta data, a bacia superior do Rio Sabor era abrangida por 19 freguesias das quais apenas 6 (Aveleda, Baçal, França, Gimonde, Meixedo e Rabal) se encontram totalmente inseridas na área de estudo. Na avaliação biofísica e económica destes serviços, foram aplicados fatores de ponderação em função da percentagem da freguesia incluída na área de estudo. No caso da quantificação da provisão de produtos agrícolas, a opção de usar os limites de freguesia da CAOP em vez da COS90 e COS06, deveu-se ao facto dos dados estatísticos do INE usados neste estudo estarem agregados ao nível da freguesia.

A base usada para quantificar a provisão de madeira foi a cartografia das unidades de gestão florestal do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF), nomeadamente, a cartografia do Perímetro Florestal de Deilão e do Perímetro Florestal da Serra de Montesinho, de acordo com a versão disponibilizada por aquela instituição à data da elaboração do presente estudo. De igual modo, a base usada para quantificar a procura dos serviços de recreio (caça e pesca), foi a cartografia das unidades de caça (zonas de caça) e pesca existentes em 2006 na bacia superior do Rio Sabor, de acordo com a informação disponibilizada pelo ICNF e a consulta dos diplomas legais de criação de cada unidade.

### **4.3. Quantificação dos serviços de ecossistema**

A quantificação dos serviços de ecossistema estudados foi realizada de forma indireta recorrendo a abordagens *proxy*, onde um indicador ou vários indicadores combinados, são usados para estimar a provisão de cada serviço de ecossistema.

#### 4.3.1. Provisão de cogumelos silvestres

A provisão de cogumelos silvestres comestíveis baseou-se na estimativa da capacidade de produção dos habitats relativamente às espécies com maior importância social e económica existentes na área de estudo (Tabela 6). Assumiu-se que toda a produção de cogumelos silvestres comestíveis fornecida pelos habitats é colhida e resulta em benefício económico para os coletores, ou seja, assumiu-se que a produção potencial é igual à produção atual. Este pressuposto baseou-se no facto de, durante a principal época de produção de cogumelos silvestres (outono/inverno), ser visível uma procura desenfreada e descontrolada por cogumelos silvestres comestíveis na região em estudo, como já havia sido salientado no Capítulo 3.

A seleção das espécies foi efetuada de acordo com o estudo de Garcia et al. (2006). Os resultados deste trabalho demonstram que, na região de Bragança, a colheita de cogumelos silvestres incide sobre um número restrito de espécies sendo feita, quase exclusivamente, em ecossistemas florestais de folhosas e resinosas e em ecossistemas agroflorestais como soutos e lameiros (Garcia et al. 2006). No presente estudo, no caso dos géneros *Lactarius* e *Lepista*, para além das espécies referidas por Garcia et al. (2006) – *Lactarius deliciosus* e *Lepista personata* – foram incluídas outras espécies pertencentes aos mesmos géneros uma vez que algumas das fontes bibliográficas consultadas não distinguem estas *taxa* no cálculo das produções e dos preços pagos ao coletor.

**Tabela 6** - Espécies de macrofungos comestíveis selecionadas para avaliação do serviço de provisão de cogumelos silvestres.

---

**Espécies e respetivo(s) nome(s) vulgar(es)**

- *Amanita caesarea* (Scop: Fr.) Pers. - Amanita-dos-Césares, Rebió, Laranja
  - *Boletus aereus* Bull. Fr. - Míscaro, Níscaro
  - *Boletus edulis* Bull.: Fr. - Míscaro, Níscaro, Pé-gordo
  - *Boletus pinophilus* Pil. & Dermek [sin. *Boletus pinicola* (Vitt.) Venturi] - Míscaro, Níscaro, Boleto-do-pinheiro
  - *Calocybe gambosa* (Fr.: Fr.) Donk. [sin. *Tricholoma georgii* (L.: Fr.) Quél.] - Lameirinhas
  - *Cantharellus cibarius* Fr.: Fr. - Sanchas, Rapazinhos, Canários
  - *Craterellus cinereus* (Pers.: Fr.) Quél. [sin. *Cantharellus cinereus* Pers.: Fr.]
  - *Hydnum repandum* L.: Fr. - Pé-de-carneiro
  - *Lactarius* grupo *deliciosus* [inclui *L. deliciosus* (L.: Fr.) Gray, *L. sanguifluus* (Paulet) Fr., *L. quieticolor* Romagn. e *L. semisanguifluus* R. Heim & Leclair] - Sanchas, Pinheiras
  - *Lepista* spp. [inclui *L. personata* (Fr.: Fr.) Cooke, *L. nuda* (Bull.) Cooke e *L. panaeolus* (Fr.)
  - *Tricholoma equestre* (L.: Fr.) Kumm. - Tortulho, Míscaro-amarelo
  - *Tricholoma portentosum* (Fr.: Fr.) Quél. - Tortulho, Capuchinha
-

As avaliações foram realizadas para os seguintes habitats: carvalhais, azinhais, povoamentos de resinosas, bosques ripícolas, soutos, castiçais, matos de cistáceas e prados e pastagens. Esta seleção foi realizada tendo em conta as classes de uso e ocupação do solo que constam na informação cartográfica usada no estudo (COS90 e COS06), os habitats de colheita mais frequentes em Trás-os-Montes (cf. Garcia et al. 2006) e os habitats preferenciais das espécies estudadas, de acordo com as restantes fontes bibliográficas consultadas. No Anexo VII apresenta-se uma descrição resumida dos habitats considerados para avaliação da provisão de cogumelos silvestres.

A capacidade de produção dos habitats (quantidade de cogumelos produzidos por hectare num ano médio de produção) foi estimada com base em fontes bibliográficas que avaliaram a região em estudo ou regiões próximas, tanto em Espanha como em Portugal, nomeadamente Barbosa 1994, Berraondo et al. 2009, Branco 2003, Martínez de Aragón et al. 2007, Martínez-Peña et al. 2011, Martínez-Peña et al. 2012, Martín-Pinto et al. 2006, Martins et al. 2008, Oria de Rueda et al. 2009, Ortega-Martínez & Martínez-Peña 2008.

Em cada estudo, foram recolhidos os dados necessários para estimar a produtividade de cada espécie em cada habitat [p. ex. peso fresco de cogumelos colhidos (kg), duração do estudo (anos), épocas de colheita (outono e, ou primavera), dimensão das parcelas de colheita (m<sup>2</sup>), número total de carpóforos colhidos e peso dos carpóforos colhidos (g)]. Aos estudos cujos resultados tiveram origem num maior número de anos de colheita, foram atribuídos coeficientes de ponderação mais elevados porque se assumiu que, períodos mais longos de avaliação, permitem atenuar as flutuações de produção anual de cogumelos motivadas por variações dos níveis de precipitação e temperatura. Considerou-se a época de outono/inverno, como a principal época de colheita de cogumelos silvestres (1 época outonal corresponde a 1 ano de colheita). No caso dos dados de produtividade recolhidos em Martínez-Peña et al. (2011), aplicaram-se os fatores de correção da produtividade média propostos pelos autores em função das características do povoamento florestal <sup>7</sup>.

---

<sup>7</sup>Martínez-Peña et al. (2011) apresentam valores de estimativas da produção bruta média anual (kg/ha/ano) para várias espécies de macrofungos comestíveis em diversos habitats. Estes autores propõem que, sobre estes valores, sejam aplicados coeficientes de correção em função de diversas características do povoamento. No presente estudo, foram aplicados os coeficientes de correção propostos pelos autores relativos à cobertura da massa florestal: quando o coberto arbóreo >50%, é aplicado o coeficiente correção 0,5 no caso da *A. caesarea*; quando coberto arbóreo <50% é aplicado o coeficiente correção 0,5 nas espécies *B. aereus*, *B. edulis*, *B. pinophilus*, *C. cibarius* e *T. portentosum*.

O Anexo VIII elenca as fontes bibliográficas utilizadas para estimar a produtividade média anual das espécies de cogumelos estudados. A Tabela 7 seguinte sintetiza os valores de produtividade obtidos (kg/ha/ano) por habitat e por espécie.

**Tabela 7** - Produtividade média anual de cogumelos silvestres, por espécie e por habitat (kg/ha/ano).

Espécie	Carvalho	Azinhai	Souto	Castiçal	Pov. resinosas	Bosques ripícolas	Matos cistáceas	Prados e pastagens
<i>A. caesarea</i>	0.972	2.625	5.250	2.625	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>B. aereus</i>	5.000	5.000	2.500	5.000	0.000	0.000	28.450	0.000
<i>B. edulis</i>	0.250	0.000	0.199	17.157	28.236	0.000	24.776	0.000
<i>B. pinophilus</i>	0.000	0.000	0.500	1.000	10.250	0.000	0.000	0.000
<i>C. gambosa</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.500
<i>C. cibarius</i>	0.738	0.500	2.845	0.420	0.155	0.000	0.000	0.000
<i>C. cinereus</i>	0.724	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>H. repandum</i>	0.649	0.000	0.000	0.000	0.450	0.000	0.000	0.000
<i>L. gr. deliciosus</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	13.264	0.000	0.000	0.000
<i>Lepista</i> spp.	0.750	0.500	0.750	0.750	0.250	0.250	0.250	0.750
<i>T. equestre</i>	0.000	0.000	0.000	0.527	1.699	0.000	0.000	0.000
<i>T. portentosum</i>	0.000	0.000	0.000	7.212	24.547	0.000	0.000	0.000
Produtividade total (kg/ha/ano)	9.082	8.625	12.043	34.691	78.849	0.250	53.476	1.250

A estimativa da quantidade de cogumelos silvestres fornecida pelos habitats resulta da multiplicação dos valores individuais da Tabela 7 pelos dados da cartografia COS [área do polígono (ha) e % de ocupação das subclasses]. Por exemplo, uma área de 10 ha ocupada por carvalho e azinhai (código QZ sendo 70% carvalho e 30% azinhai), produz 14,679 kg/ano de *Amanita caesarea* ( $0,972 \times 0,7 \times 10 + 2,625 \times 0,3 \times 10$ ). O somatório das produções de todas as espécies permite estimar a quantidade de cogumelos silvestres fornecidos pela mancha de vegetação. O mesmo procedimento foi repetido para todos os polígonos (subclasses) onde estão representados os habitats estudados. Nas subclasses onde estes habitats não estão representados, a produção de cogumelos silvestres foi considerada nula.

A estimativa da quantidade de cogumelos silvestres fornecida pelos matos de cistáceas foi realizada após segregar, através de operações de processamento em SIG, todos os polígonos classificados como vegetação arbustiva baixa (código II) que ocorrem abaixo dos 800 m de altitude, de acordo com IPB/ICN (2007) e Ramos (2008).

A estimativa da quantidade de cogumelos silvestres fornecida pelas galerias ripícolas e pelos prados e pastagens foi realizada conjuntamente, tratando estes habitats como um habitat único (galerias ripícolas + prados e pastagens), devido ao facto de não se

encontrarem segregados na cartografia da bacia superior do Rio Sabor. Para o efeito, foram considerados todos os polígonos classificados como “Outras folhosas” (FF), “Outras folhosas + Culturas anuais” (FC) e “Culturas anuais + Outras folhosas” (CF), e usada a média das produtividades das espécies *C. gambosa* e *Lepista* spp..

A provisão de cogumelos silvestres por categoria de uso do solo (ton/ano) resultou do somatório das produções calculadas para todos os polígonos pertencentes a cada categoria.

#### **4.3.2. Provisão agrícola**

A estimativa da quantidade de produtos agrícolas fornecidos pela paisagem baseou-se no cálculo da produção agrícola animal e da produção agrícola vegetal, existente em cada freguesia nos anos de 1990 e 2006, a partir de dados recolhidos no *site* oficial do Instituto Nacional de Estatística (INE). No caso da produção agrícola animal foram calculadas as produções de leite, de carne (bovino, caprino, ovino, suíno e aves de capoeira) e de mel. No caso da produção agrícola vegetal foram calculadas as produções provenientes de culturas permanentes (frutos frescos, frutos de casca rija, olival e vinha), de culturas temporárias (cereais para grão, leguminosas secas para grão, culturas forrageiras, batata, culturas industriais e culturas hortícolas) e de prados e pastagens. Considerou-se que a produção agrícola na região é obtida maioritariamente de modo extensivo conforme referido por IPB/ICN (2007).

Procedeu-se à compilação de informação sobre os efetivos pecuários de cada categoria animal (n.º cabeças/freguesia) e da área ocupada por cada cultura agrícola (ha/freguesia), através da consulta dos Recenseamentos Agrícolas de 1989 e 2009 (INE 1989, 2009). Seguidamente compilaram-se dados de produtividade associados a cada espécie animal e a cada cultura vegetal tendo-se, para tal, recorrido a diversas fontes de informação [Inquérito ao gado abatido e aprovado para consumo em Trás-os-Montes (INE 1996 e 2009), Barbosa (1993), Romão et al. (2005), Almendra (1996), IPB/ICN (2007), INE (1989), Associação de Produtores da Churra Galega Bragançana (com. pessoal 2014), M. Gonçalves (com. pessoal 2014)]. O Anexo IX resume o tipo e origem da informação usada para quantificar a provisão de produtos agrícolas.

A multiplicação das unidades físicas pelos valores de produtividade permitiu estimar a provisão de cada categoria agrícola, por freguesia, nos anos de 1990 e 2006. A produção agrícola total (ton/ano) em cada freguesia resultou do somatório das produções das várias categorias (leite, carne e ovos, mel e cera, culturas temporárias, culturas

permanentes e prados e pastagens), após aplicar um fator de ponderação relativo à área da freguesia abrangida pela área de estudo.

#### **4.3.3. Provisão de lenha**

A estimativa da provisão de lenha (expressa através da quantidade de lenha cortada em cada freguesia) teve por base as autorizações de corte de lenha emitidas pelo Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) nos anos 2013 e 2014, abrangendo a área em estudo. Neste período, o ICNF emitiu 202 autorizações de corte de lenha envolvendo as espécies amieiro, azinheira, freixo, choupo, carvalho-negral e sobreiro. Em cada autorização emitida foi possível recolher informação acerca da localização precisa do corte (*shapefile* no sistemas de coordenadas geográficas ETRS89), das espécie(s) envolvidas, do número de árvores cortadas e da dimensão aproximada dos exemplares (diâmetros à altura do peito - DAP`s - médios).

A quantidade de lenha cortada foi calculada através da aplicação da equação alométrica desenvolvida por Montero et al. (2005) para as espécies atrás referidas. O modelo relaciona a biomassa seca total ou de algumas frações da árvore (kg) em função do diâmetro (cm) (Montero et al. 2005). Neste estudo, foi calculada a biomassa aérea total da árvore BT (kg de matéria seca) através da aplicação da equação

$$BT=CF*e^{a*d^b}$$

em que

CF=fator de correção, *a* e *b*=parâmetros da função e

d=DAP médio.

Os valores da biomassa total em toneladas (ton) foram acrescidos de 20% de modo a considerar o teor de humidade presente no interior da lenha [de acordo com a classificação apresentada por Stamato & Góes (s.d.) e por Silva (2009) cit. in Sousa (2012) para a classe de madeira parcialmente seca]. A Tabela 8 resume as equações alométricas de Montero et al. (2005) utilizadas neste estudo para quantificar o serviço de provisão de lenha.

**Tabela 8** – Equações alométricas de Montero et al. (2005) utilizadas na quantificação do serviço de provisão de lenha.

Espécie	BT = CF * e <sup>a</sup> * d <sup>b</sup>
Amieiro ( <i>Alnus glutinosa</i> )	BT (kg) = 1,045101805 * e <sup>-0,824827</sup> * DAP <sup>1,9009</sup>
Azinhreira ( <i>Quercus rotundifolia</i> )	BT (kg) = 1,032724671 * e <sup>-2,31596</sup> * DAP <sup>2,47745</sup>
Carvalho-negral ( <i>Q. pyrenaica</i> )	BT (kg) = 1,031055564 * e <sup>-2,59695</sup> * DAP <sup>2,53453</sup>
Choupo ( <i>Populus</i> spp.)	BT (kg) = 1,002924046 * e <sup>-2,94077</sup> * DAP <sup>2,56677</sup>
Freixo ( <i>Fraxinus</i> spp.)	BT (kg) = 1,028426554 * e <sup>-1,47166</sup> * DAP <sup>2,21865</sup>
Sobreiro ( <i>Q. suber</i> )	BT (kg) = 1,090678371 * e <sup>-3,36627</sup> * DAP <sup>2,60685</sup>

As estimativas da quantidade de lenha cortada na área de estudo reportam-se a 2013/2014, não tendo sido possível obter informação para os anos de 1990 e 2006. Para obter uma estimativa da provisão deste serviço nos anos em estudo, assumiu-se que a quantidade de lenha utilizada pelas populações é proporcional ao número de residentes nas freguesias. Partindo deste pressuposto, a quantidade de lenha cortada em 1990 e em 2006 foi estimada após aplicar ao valor obtido para 2013/2014, fatores de ponderação baseados na variação da população residente entre 1991, 2001 e 2011 (cf. dados do INE, Censos Populacionais 1991, 2001 e 2011).

#### 4.3.4. Provisão de madeira

A provisão de madeira (expressa através do volume de madeira cortada) baseou-se na quantidade de madeira extraída (m<sup>3</sup>) em áreas submetidas a Regime Florestal inseridas na bacia superior do Rio Sabor, nomeadamente no Perímetro Florestal de Deilão e no Perímetro Florestal da Serra de Montesinho. A recolha de dados baseou-se na consulta dos mapas de venda de material lenhoso, produzidos pelo Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) no período de 1999 a 2013. Foram consultados 52 processos dos quais 5 dizem respeito a lotes de madeira, essencialmente de espécies resinosas, cujo corte e, ou o processo administrativo para a execução do corte, decorreu em 2006<sup>8</sup>. Para estimar os valores médios da provisão do serviço (m<sup>3</sup>/ha) utilizaram-se as áreas (ha) medidas em SIG das zonas submetidas a corte, de acordo com a informação cartográfica disponível nos mapas de venda de material lenhoso.

Relativamente ao ano de 1990, não foi possível obter dados sobre os volumes de madeira cortada nesta data. De acordo com Sil (2014), em 1990 os povoamentos de pinheiro-bravo existentes na bacia superior do Rio Sabor eram jovens ou muito jovens. Menos de 1% da área de pinheiro-bravo era ocupada por povoamentos com cerca de 20

<sup>8</sup> Foram considerados os lotes tratados nas épocas 2004/05, 2005/06, 2006/07 e 2007/08.

anos e um diâmetro médio de 13,2 cm (Sil 2014). Na restante área, os povoamentos apresentavam uma idade média igual ou inferior a 14 anos e diâmetros médios na ordem dos 14 cm (Sil 2014). Estes dados levam a supor que em 1990, nas áreas inseridas nos perímetros florestais de Deilão e da Serra de Montesinho, não ocorreram cortes significativos de madeira em virtude da idade jovem dos povoamentos. Partindo deste pressuposto, considerou-se que em 1990 o serviço de provisão de madeira na bacia superior do Rio Sabor foi nulo.

#### **4.3.5. Recreio (caça e pesca)**

A quantificação dos serviços de recreio (expressos pelo número de jornadas de caça e jornadas de pesca praticadas) baseou-se no levantamento de dados relativos às zonas de caça e zonas de pesca abrangidas pela área de estudo.

O fornecimento do serviço caça foi estimado com base no número de jornadas de caça menor e caça maior descritas nos resultados de exploração de cada zona de caça, segundo dados disponibilizados pelo Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF 2014). Para quantificar a procura desta atividade de recreio no ano 2006, usou-se a média das jornadas de caça praticadas nas duas épocas que incluíram este ano: 2005/2006 e 2006/2007.

Relativamente ao ano de 1990, não foi possível obter dados sobre as jornadas de caça praticadas na bacia superior do Rio Sabor. Segundo Bastos (2008), entre 1993 e 2000, o número de caçadores em Portugal Continental aumentou cerca de 33%. Santos et al. (2015), com base no número de licenças de caça emitidas pelos serviços oficiais, apontam um decréscimo de 12% na prática desta atividade entre 2000 e 2006. Tendo em conta as referências de Bastos (2008) e Santos et al. (2015), neste estudo assumiu-se um valor intermédio de 15% correspondente ao decréscimo global da prática da atividade cinegética entre 1990 e 2006 (expresso pelo número de jornadas de caça).

Em 1990, a bacia superior do Rio Sabor era abrangida apenas pela Zona de Caça Nacional da Lombada. No restante território, a prática da atividade cinegética inscrevia-se no regime livre (cf. descrito no Capítulo 3). Assim, assumindo-se o decréscimo de 15% antes referido, a partir dos valores de jornadas de caça obtidos para 2006, foi estimado para o ano de 1990 o número de jornadas de caça praticadas na Zona de Caça Nacional da Lombada e o número de jornadas de caça praticadas no restante território (regime livre).

Para estimar os valores médios do serviço caça (número de jornadas praticadas por hectare) foram utilizados a quantidade de jornadas e a área (ha) da zona de caça inserida na bacia superior do Rio Sabor.

A quantificação do serviço de pesca foi realizada com base no número de licenças de pesca recreativa emitidas pelo ICNF, nos balcões de Bragança e Macedo Cavaleiros, entre 2007 e 2014 (diferenciadas em licenças nacionais, licenças regionais e licenças concelhias). Para estimar o número de licenças emitidas em 2006, considerou-se a média das licenças de cada tipo emitidas entre 2007 e 2014. Para estimar o número de licenças emitidas em 1990, assumiu-se a média das variações referidas por Amaral & Ferreira (2010) e DGF (s.d.) a propósito do número de licenças de pesca emitidas em Portugal Continental no período de 1990 a 2006: as licenças nacionais aumentaram 517,16%, as licenças regionais aumentaram 139,98% e as licenças concelhias decresceram 31,48%.

O número de licenças de pesca foi depois convertido em jornadas de pesca considerando que um pescador pratica, em média, 37,8 jornadas de pesca por ano (DGRF 2006). Assumiu-se que as licenças gerais emitidas pelo ICNF nos balcões de Bragança e Macedo de Cavaleiros representam, aproximadamente, o número de pescadores que utilizam anualmente a bacia superior do Rio Sabor. Este pressuposto baseou-se nos seguintes factos: cada pescador necessita de uma licença geral anual (nacional, regional ou concelhia) para exercer a atividade de pesca lúdica; 60% dos pescadores tira apenas a licença do tipo geral e pratica a atividade de pesca em zonas de regime livre (Miranda 2012); a maioria dos pescadores (87%) pesca em rios e ribeiras da região (Miranda 2012).

#### **4.4. Valoração económica dos serviços de ecossistema**

##### ***4.4.1. Serviços de aprovisionamento***

Para a valoração dos serviços de aprovisionamento usou-se uma combinação do método dos preços de mercado (dado tratarem-se de produtos transacionáveis e com preço de mercado) com o método do valor de transferência (que consiste na aplicação à área de estudo de valores de serviços de ecossistema estimados para outros locais). Assumiu-se que os mercados são perfeitos e os preços não sofrem distorções. O valor económico corresponde ao benefício obtido com a venda de certa quantidade do

serviço, expresso em unidades monetárias (€) e calculado com base nos consumos estimados na secção anterior.

O valor económico dos cogumelos silvestres foi estimado usando os preços médios pagos ao coletor (€/kg) referidos por Garcia et al. (2006) e apresentados na Tabela 9. O valor económico obtido por categoria de uso do solo resultou do somatório dos valores calculados para todos os polígonos pertencentes a cada categoria.

**Tabela 9** - Preços pagos ao coletor (€/kg), em 2003, referidos por Garcia et al. (2006) para as espécies de cogumelos silvestres em estudo.

Espécie	Preço (€/kg)		
	Máx.	Min.	Média
<i>Amanita caesarea</i>	10	2	6.00
<i>Boletus aereus</i>	8	1.5	4.75
<i>Boletus edulis</i>	10	0.75	5.375
<i>Boletus pinophilus</i>	10.5	1.5	6.00
<i>Calocybe gambosa</i>	60	15	37.5
<i>Cantharellus cibarius</i>	15	2.5	8.75
<i>Cantharellus cinereus</i>	7.5	1	4.25
<i>Hydnum repandum</i>	4	4	4.00
<i>Lactarius</i> grupo <i>deliciosus</i>	6	1	3.50
<i>Lepista</i> spp.	4	1	2.50
<i>Tricholoma equestre</i>	5	0.5	2.75
<i>Tricholoma portentosum</i>	3	0.5	1.75

A estimativa do valor económico da produção agrícola foi determinada com base nos Valores da Produção Padrão centrados no ano de 2007 para a região de Trás-os-Montes (GPP 2011). O valor da produção de uma atividade agrícola, vegetal ou animal, é o valor monetário dessa atividade numa região, obtido multiplicando as quantidades produzidas pelos preços de venda à porta da exploração, contemplando os valores dos produtos principais e secundários (GPP 2011). Exclui os subsídios, o imposto sobre o valor acrescentado e os impostos sobre os produtos (GPP 2011). O Valor da Produção Padrão (VPP) é o valor de produção que correspondente à situação média da cada atividade agrícola numa dada região e num período de referência, neste caso o quinquénio 2005-2009 (GPP 2011). No Anexo IX apresentam-se os VPP`s usados para determinar o valor económico da provisão de produtos agrícolas.

O valor económico da provisão de lenha foi determinado com base no preço da venda de lenha praticado na região de Bragança, em 2014. De acordo com as informações obtidas informalmente junto de pessoas ligadas ao setor da venda de lenha, assumiu-se o preço médio de 100 €/ton em verde. Este valor é coerente com o valor referido por

Azevedo (2012) onde se indica preços na ordem dos 95 €/ton para a lenha de carvalho comercializada na região de Bragança.

O valor económico da madeira foi determinado com base nos preços da venda da madeira extraída na bacia superior do Rio Sabor, em 2006. Para o efeito, utilizaram-se os valores (receitas) obtidos com a venda em hasta pública dos lotes de madeira considerados neste estudo. Esta informação foi disponibilizada pelo ICNF.

Na avaliação do valor económico dos serviços de aprovisionamento, considerou-se 2014 como sendo o ano de referência. Como tal, todos os valores estimados com base em preços que se reportam a anos anteriores a 2014, foram atualizados para o ano de referência através da aplicação do Índice de Preços do Consumidor (cf. INE 2015).

#### ***4.4.2. Serviços de recreio (caça e pesca)***

A avaliação económica da caça e da pesca reveste-se de elevada complexidade. Para além das múltiplas origens de receita destas atividades, não existem dados disponíveis suficientemente consistentes que permitam fazer uma avaliação económica rigorosa do valor destes serviços. Assim, neste estudo, o valor dos serviços de recreio foi estimado com base no preço pago pelas jornadas de caça, no preço pago pelas licenças de pesca, nos gastos gerais tidos com a atividade da pesca (alimentação, deslocação e alojamento) e no benefício económico (€) obtido com o peixe capturado. O maior detalhe aplicado na estimativa do valor económico da pesca, deveu-se à utilização de informação disponível em Miranda (2012), estudo que reúne um conjunto de dados importantes sobre a prática desta atividade recreativa no Nordeste Transmontano.

Para estimar o valor económico do serviço caça recorreu-se aos preços das jornadas de caça que constam nos despachos normativos e, ou nos editais com as condições de candidatura ao exercício da atividade cinegética. Estes dados foram utilizados para a Zona de Caça Nacional da Lombada e as zonas de caça municipais. No caso das zonas de caça associativa, os preços pagos pelas jornadas de caça não estão disponíveis e variam de acordo com a zona de caça. Para o efeito, foi usado o preço de 3 €/jornada que se assumiu como sendo o preço médio pago pelos associados para exercer a atividade cinegética nestas áreas. Este valor foi estabelecido com base em consultas informais realizadas a representantes de zonas de caça associativas do concelho de Bragança. A Tabela 10 resume os preços pagos por jornada de caça e por tipo de caçador utilizados neste estudo para estimar o valor económico do serviço de recreio caça nos anos 1990 e 2006.

**Tabela 10** - Preço pago por jornada e tipo de caçador, de acordo com a tipologia da zona de caça.

Zona de Caça	€/jornada/tipo caçador			
	Tipo A	Tipo B	Tipo C	Tipo D
Nacional	1 €	15 €	20 €	25 €
Municipal	5 €	10 €	10 €	15 €
Associativa			3 €	

No cálculo do valor económico da pesca, utilizou-se o preço das licenças de pesca aplicado em 2014 que é praticamente igual ao valor praticado em 2006: licença nacional - 5,99 €; licença regional - 2,99 €; licença concelhia - 1,40 €. Assumiu-se os mesmos valores para o ano de 1990.

Foram ainda considerados os gastos gerais tidos com a prática da atividade e o preço de venda do peixe pescado. De acordo com Miranda (2012), no Nordeste Transmontano, a maioria dos pescadores (79%) desloca-se em automóvel próprio menos de 50 km desde a sua residência até ao local de pesca e não tem gastos em alojamento e alimentação em restaurantes. Em 2011, 69% dos pescadores gastou menos de 250 € com a atividade de pesca e cerca de 29% gastou entre 251 e 500 € (Miranda, 2012). Com base nestes dados, assumiu-se o valor de 250 €/ano como indicativo dos gastos gerais tidos, em média, por um pescador para exercer a atividade na região. Neste valor incluem-se os gastos com a alimentação, a deslocação e o alojamento (Miranda 2012).

Relativamente ao benefício económico obtido com o pescado, não existem dados sobre as quantidades de peixe capturadas em águas de regime livre. Segundo Miranda (2012) as capturas na região incidem, sobretudo, sobre ciprinídeos (70%) embora a espécie preferida seja a truta-fário. Consultas informais realizadas junto de pescadores locais, permitiram assumir como valor indicativo uma captura média de 1 kg de peixe/dia (incluindo trutas e ciprinídeos) cujo preço ronda os 20 €/kg. Estes valores estão bastante próximos dos referidos por IPB/ICN (2007) onde se indica uma captura de 1 kg/dia de truta-fário vendida a 17,5 €/kg (a preços de 2007). Para efeitos de estimativa do benefício económico obtido com a captura de peixe, consideraram-se os primeiros valores atrás referidos relativos à captura média diária de um pescador (1 kg/dia de peixe a 20 €/kg).

Na avaliação do valor económico de ambos serviços de recreio, considerou-se 2014 como o ano de referência. Como tal, todos os valores estimados com base em preços

que se reportam a anos anteriores a 2014, foram atualizados para o ano de referência através da aplicação do Índice de Preços do Consumidor (cf. INE 2015).

#### **4.5. Mapeamento da provisão e do benefício obtidos dos serviços de ecossistema**

O mapeamento das estimativas dos serviços de ecossistema para os anos de 1990 e 2006, foi realizado em ambiente SIG (Quantum GIS 2.10.1) com base em informação espacial em formato matricial.

Partindo da cartografia de base usada para cada serviço de ecossistema, produziram-se mapas em formato vetorial (*shape file*) onde foram inseridos campos relativos às provisões (quantidades fornecidas) e aos benefícios económicos estimados para cada serviço. Os mapas em formato vetorial foram convertidos para o formato matricial usando uma resolução de 25 m. A representação espacial da variação que cada serviço sofreu na paisagem entre 1990 e 2006, em termos biofísicos e em termos económicos, foi realizada por sobreposição da informação espacial para cada data.

#### **4.6. Construção de cenários alternativos de evolução da paisagem (2006-2020)**

A construção de cenários alternativos para a bacia superior do Rio Sabor pretendeu simular diferentes possibilidades de evolução da paisagem entre 2006 e 2020, com o objetivo de compreender de que forma possíveis alterações do uso e ocupação do solo poderão afetar o fornecimento de alguns dos serviços estudados. A construção dos cenários foi realizada para os serviços de provisão de cogumelos silvestres, provisão de biomassa e provisão de madeira, com base na cartografia em formato vetorial da bacia superior do Rio Sabor para o ano de 2006 (COS06). Não foram desenvolvidos cenários para os restantes serviços devido à dificuldade, em tempo útil, em selecionar na COS2006 os polígonos a converter e associar o respetivo valor de provisão e valor económico.

O trabalho desenvolvido por Sil (2014) para a bacia superior do Rio Sabor considerou três cenários alternativos de evolução da paisagem. Estes cenários foram construídos com base em estimativas de evolução da paisagem para as freguesias de França (cf. Moreira 2008) e Deilão (cf. Pinheiro et al. 2014). No presente trabalho são usados os mesmos cenários alternativos definidos por Sil (2014) cuja descrição se apresenta na Tabela 11.

A seleção dos polígonos a converter ou a manter foi realizada no Quantum GIS 2.10.1 recorrendo à “Ferramenta de Investigação e Seleção Aleatória Dentro de Subconjuntos”. Esta ferramenta permite selecionar aleatoriamente polígonos com determinado atributo, em função de uma percentagem definida pelo utilizador. Os polígonos assim selecionados foram depois convertidos para a classe ou subclasse pretendida aplicando a ferramenta “Replace”. Para efetuar estas operações de SIG, de acordo com o serviço de ecossistema em análise, consideraram-se as classes e, ou subclasses de ocupação do solo mais relevantes em cada caso (serviço de provisão de cogumelos silvestres - classes principais agrícola, seminatural e floresta; serviço de provisão de biomassa - classes principais e subclasses carvalho, azinheira e outras folhosas; serviço de provisão de madeira – classes principais e subclasse pinheiro-bravo).

**Tabela 11** - Descrição dos cenários alternativos de evolução da paisagem (adaptado de Sil 2014).

Cenários	Alteração	% de área convertida na paisagem
<b>Cenário 1: Expansão das áreas de floresta</b>		
A expansão das áreas de floresta ocorrerá devido à evolução natural das áreas seminaturais (desenvolvimento da regeneração natural de espécies arbóreas), devido à conversão de áreas seminaturais em floresta (florestações) e, ou devido à conversão de terrenos agrícolas abandonados em áreas de floresta.	Seminatural → Floresta	24%
	Agricultura → Floresta	11%
<b>Cenário 2: Expansão das áreas seminaturais</b>		
A expansão das áreas de matos ocorrerá devido à destruição de áreas de floresta provocada por incêndios florestais e devido ao abandono de terrenos agrícolas que, paulatinamente, serão ocupados por vegetação arbustiva.	Agricultura → Seminatural	14%
	Floresta → Seminatural	17%
<b>Cenário 3: Abandono das áreas agrícolas</b>		
O abandono dos terrenos agrícolas irá provocar o aumento das áreas de matos (devido à colonização natural dos terrenos por espécies arbustivas) e o aumento das áreas de floresta (devido à florestação de terras agrícolas).	Agricultura → Floresta	11%
	Agricultura → Seminatural	14%

Foram assim obtidas quatro coberturas vetoriais correspondentes ao cenário base e aos três cenários alternativos. Em cada cenário, e com base nos valores calculados para o ano de 2006, foram estimadas as respetivas provisões e valores económicos para 2020, assumindo que estes valores não se alteram ao longo do período em análise.

No caso da provisão de lenha e da provisão de madeira, os cenários foram obtidos com base na estimativa dos serviços disponíveis na paisagem (produzidos) e não com base nos serviços consumidos, isto é, com base na oferta dos serviços em vez da procura. Assim, para estimar a quantidade em toneladas (ton) e o valor económico (€) do serviço de produção de lenha disponível na paisagem em 2006 e 2020, consideraram-se as espécies mais utilizadas para produção de biomassa na região (carvalho, azinheira e outras folhosas), ocorrendo em maciços puros ou mistos. Após proceder à seleção aleatória e conversão de polígonos de acordo com a metodologia de SIG antes referida, quantificou-se a área ocupada (ha) pelas subclasses de ocupação do solo e realizou-se a estimativa da quantidade de lenha (ton) disponível na paisagem, com base nos dados de Xavier (1999), Possacos (2008), Pinheiro (2009) e Montero et al. (2005) (Tabela 12). O valor económico (€) do serviço de lenha produzido na paisagem foi estimado usando o valor de 100 €/ton.

**Tabela 12** – Resumo dos dados usados para estimativa da quantidade de lenha disponível na paisagem em 2006 e 2020.

<b>Azinheira (<i>Quercus rotundifolia</i>)</b>		
<b>Dados</b>	<b>Valores</b>	<b>Fontes bibliográficas</b>
DAP (cm)	7,43	Pinheiro (2009); Possacos (2008)
PS (ton/árv.)	0,015	$PS (kg) = 1,032724671 * e^{-2,31596} * DAP^{2,47745}$ ; Montero et al. (2005)
PV (ton/árv.)	0,018	Peso seco acrescido de 20%
N (árv./ha)	1078	Pinheiro (2009): média da densidade das florestas de azinheira e florestas abertas de azinheira.
Biomassa aérea (ton/ha)	18,959*	$N * PV$
<b>Carvalho-negral (<i>Quercus pyrenaica</i>)</b>		
<b>Dados</b>	<b>Valores</b>	<b>Fontes bibliográficas</b>
DAP (cm)	15,8	Xavier (1999)
PS (ton/árv.)	0,035	$PS (kg) = 1,031055564 * e^{-2,59695} * DAP^{2,53453}$ ; Montero et al. (2005)
PV (ton/árv.)	0,042	Peso seco acrescido de 20%
N (árv./ha)	1077	Xavier (1999)
Biomassa aérea (ton/ha)	44,699*	$N * PV$

#### **Outras folhosas**

Para efeitos de cálculo da quantidade de biomassa disponível na paisagem, todas as subclasses classificadas como “Outras folhosas” foram consideradas como sendo de carvalho-negral.

DAP – Diâmetro à altura do peito (cm); PS – Peso seco por árvore (ton/árv.); PV – Peso verde por árvore (ton/árv.); N – número de árvores por hectares (árv./ha). (\*) Para calcular a biomassa aérea (ton/ha) foram usados os valores de PV e PS com uma precisão de 10 casas decimais.

Para estimar o serviço de aprovisionamento de madeira disponível na paisagem em 2006 e 2020, calculou-se o volume da madeira (m<sup>3</sup>) de pinheiro-bravo com base nos

dados de Pires (1998), Sales & Fonseca (2004), Duro (2008) e Sil (2014) (Tabela 13). O valor económico da madeira em pé (€/ha) foi estimado com base nos valores médios (€/m<sup>3</sup>) apresentados por Duro (2008) para as diferentes classes diamétricas de pinheiro-bravo, reportados para o ano de referência de 2014 através da aplicação do Índice de Preços do Consumidor (cf. INE 2015).

**Tabela 13** – Resumo dos dados usados para estimativa da quantidade de madeira de pinheiro-bravo disponível na paisagem em 2006 e 2020.

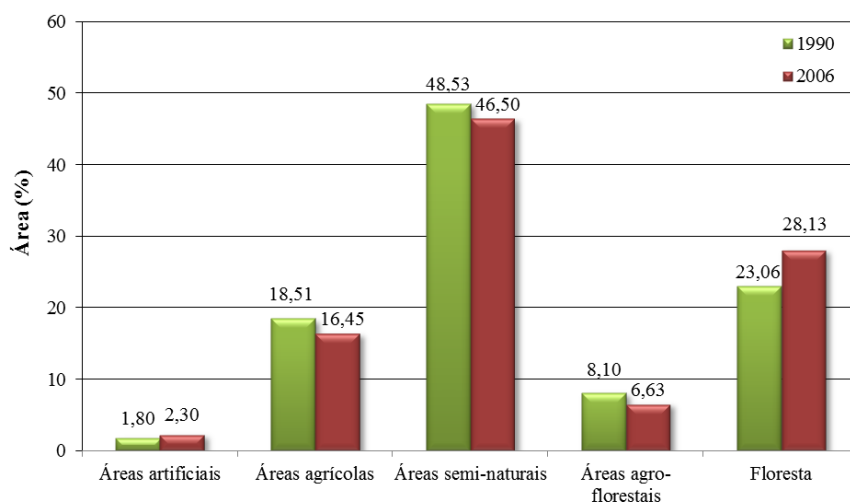
<b>Dados</b>	<b>Valores</b>	<b>Fontes bibliográficas</b>
Área (ha) de pinheiro-bravo ardida retirada da análise	621,4	Sil (2014)
N (árv./ha) a partir do dg (cm)		
dg 15	1159	
dg 20	671	Sales & Fonseca (2004)
dg 25	440	
dg 30	311	
dg 35	232	
V (m <sup>3</sup> /arv.) por dg (cm)	-	V=0.000011507 x dg <sup>3.20961</sup> ; Pires (1998)
V (m <sup>3</sup> /ha)	-	N (arv./ha) * V (m <sup>3</sup> /arv.)
dg2020 (cm) = dg2006 (cm) + AMC*16 anos	-	AMC (cm/ano); Pires (1998)
Preço da madeira em pé (€/m <sup>3</sup> ) por dg (cm)		
dg 15	30,43	Preços de 2007 (Duro 2008) atualizados para 2014 através da aplicação do IPC
dg 20	31,70	
dg 25	37,19	
dg 30	44,37	
dg 35	49,86	

N – número de árvores por hectare; dg – diâmetro médio (cm); V – volume de madeira (m<sup>3</sup>) por hectare; AMC – Acréscimo médio corrente anual (cm/ano); IPC – Índice de preços do consumidor.

## 5. Resultados e discussão

### 5.1. Alterações do uso e ocupação do solo entre 1990 e 2006

A bacia superior do Rio Sabor, no período compreendido entre 1990 e 2006, sofreu alterações consideráveis em termos de uso e ocupação do solo. A Figura 2 esquematiza graficamente os dados apresentados no Anexo VI em termos das diferentes categorias de uso e ocupação do solo.



**Figura 2** – Variação do uso e ocupação do solo em termos de área ocupada por categoria (1990-2006).

As áreas agrícolas, maioritariamente representadas por culturas anuais, sofreram um decréscimo de 11,2% passando de uma ocupação de 5.673 ha em 1990 (18,5% do território) para uma ocupação de 5.040 ha (16,5% do território) em 2006. Uma variação no mesmo sentido ocorreu nas áreas agroflorestais que decresceram 18,2%. Em 1990, os terrenos ocupados com culturas agroflorestais, predominantemente mosaicos de culturas anuais com espécies florestais, estavam representados em 8,1% do território (2.483 ha). Em 2006, as áreas agroflorestais passaram a ocupar 6,6% do território (2.031 ha).

As áreas seminaturais são a categoria mais representada em ambos os períodos (quase metade do território) e correspondem, na sua maioria, a espaços ocupados com vegetação arbustiva e espaços sem ou com pouca cobertura vegetal. Entre 1990 e 2006, a representatividade destas áreas decresceu ligeiramente (-4,2%) passando de 48,5% (14.872 ha) para 46,5% (14.251 ha).

Uma alteração muito significativa na paisagem da bacia superior do Rio Sabor diz respeito ao aumento das áreas de floresta. Entre 1990 e 2006, a floresta nesta região teve uma variação positiva de quase 22%, passando de uma ocupação de 23% do território (7.068 ha) para mais de 28% (8.620 ha). Em ambos os períodos, a floresta é dominada por povoamentos de resinosas (sobretudo pinheiro-bravo), bosques de carvalho e soutos de castanheiro. Nestas classes florestais dominantes, a maior variação ocorreu contudo nas áreas de castanheiro cuja ocupação aumentou cerca de 70%, passando de 691 ha em 1990 para 1.177 ha em 2006.

As áreas artificiais, onde se incluem espaços urbanos, pedreiras, saibreiras, infraestruturas e equipamentos, massas de água (barragens) e outro tipo de espaços artificiais, são a categoria com menor representatividade na bacia superior do Rio Sabor (cerca de 2% do território). Porém, correspondem à ocupação cuja variação foi mais acentuada (27,3%) aumentando de 553 ha em 1990 para cerca de 704 ha em 2006.

Estes resultados assemelham-se aos resultados obtidos por Pinheiro (2009) e por Moreira (2008), cujos estudos relatam as alterações de uso do solo ocorridas entre 1958 e 2005/06 na freguesia de Deilão (parcialmente inserida na área de estudo) e na freguesia de França (totalmente inserida na área de estudo), respetivamente. Observou-se, em ambos os casos, um decréscimo acentuado da área agrícola e um aumento significativo da floresta, enquanto as áreas seminaturais (matos) aumentaram ligeiramente em França e decresceram acentuadamente em Deilão.

As alterações do uso e ocupação do solo nas freguesias de Deilão e França, e de um modo geral de toda a bacia superior do Rio Sabor, resultam de alterações demográficas (envelhecimento da população e despovoamento), de alterações dos preços dos fatores de produção e dos produtos da terra, e da desvalorização social e económica da atividade agrícola (Aguiar et al. 2009, Azevedo et al. 2011). Estes processos promoveram o abandono da agricultura e pastorícia em áreas marginais, e a substituição de culturas temporárias por culturas perenes menos exigentes em manutenção como a floresta e a cultura de castanheiros (Azevedo et al. 2011). A par destes processos de carácter socioeconómico, a regeneração natural de espécies arbóreas autóctones, a colonização paulatina de áreas agrícolas por vegetação arbustiva e a ocorrência de perturbações como o fogo, têm contribuído para as alterações do uso e ocupação do solo na área em estudo.

## 5.2. Provisão e valor económico dos serviços de ecossistema em 1990 e 2006

### 5.2.1. Serviços de aprovisionamento

A avaliação dos serviços de aprovisionamento na bacia superior do Rio Sabor, efetuada com base na procura, permitiu verificar que entre 1990 e 2006, a provisão atual e o benefício económico provenientes destes serviços decresceram globalmente na paisagem (Tabela 14 e Tabela 15). Entre os serviços considerados, o de aprovisionamento de madeira foi o único em se verificou um acréscimo na provisão e no valor económico correspondente.

O serviço de produção de cogumelos silvestres, avaliado com base na colheita, corresponde ao serviço de ecossistema onde a variação negativa foi menos acentuada. A provisão de cogumelos silvestres sofreu um decréscimo de 0,45%, passando de 485.937 toneladas em 1990 para 483.738 toneladas em 2006, o que resultou numa diminuição dos benefícios económicos de 0,23%.

O serviço de provisão de lenha, avaliado através da lenha consumida, sofreu um decréscimo de 23% em termos da quantidade do serviço fornecido e em termos do benefício económico providenciado.

O serviço de produção agrícola foi aquele onde se observou uma variação negativa mais acentuada, decrescendo quase 33% e passando de 41.167 toneladas em 1990 para 27.691 toneladas em 2006. O valor económico fornecido pela produção agrícola sofreu um decréscimo de 45,6% passando de quase 6,5 milhões € em 1990, para cerca de 3,5 milhões € em 2006.

O serviço de provisão de madeira, avaliado com base na madeira cortada, foi o único que sofreu uma variação positiva no período em estudo pelo facto de não terem sido considerados cortes de madeira no ano de 1990.

**Tabela 14** – Variação da produção dos serviços de aprovisionamento (1990-2006).

Serviços de aprovisionamento	Unidades	Produção total (unidades/ano)		Produção média (unidades/ha/ano)*	
		1990	2006	1990	2006
Cogumelos silvestres	Toneladas (ton)	485.937,32	483.737,48	15,855	15,784
Produtos agrícolas	Toneladas (ton)	41.166,72	27.691,25	1,343	0,904
Biomassa (lenha)	Toneladas (ton)	730,73	563,87	0,024	0,018
Madeira	Metros cúbicos (m3)	-	4.881,97	-	0,159

\*Com base na área da bacia superior do Rio Sabor = 30.648 ha.

**Tabela 15** – Variação do valor económico dos serviços de aprovisionamento (1990-2006).

Serviços de aprovisionamento	Valor total (€/ano)		Valor médio (€/ha/ano)*	
	1990	2006	1990	2006
	Cogumelos silvestres	2.622.406,09	2.616.253,23	85,565
Produtos agrícolas	6.422.784,39	3.492.281,90	209,566	113,948
Biomassa (lenha)	73.073,26	56.387,34	2,384	1,840
Madeira	-	87.678,99	-	2,861
<b>Total</b>	<b>9.118.263,74</b>	<b>6.252.601,46</b>	<b>297,52</b>	<b>204,01</b>

\*Com base na área da bacia superior do Rio Sabor = 30.648 ha.

### *Cogumelos silvestres*

A análise detalhada dos resultados do serviço de produção de cogumelos silvestres por categorias de uso e ocupação do solo (Tabela 16) permite verificar que apenas nas áreas de floresta se observou um aumento da provisão (cerca de 11%) bem como um acréscimo do benefício económico proveniente deste serviço de ecossistema (cerca de 12,5%). Nos espaços agrícolas, agroflorestais e seminaturais, tanto a provisão de cogumelos silvestres como o seu valor económico, decresceram entre 1990 e 2006. Esta variação negativa foi mais acentuada nas áreas agrícolas (-78,8% na produção e -79,1% no valor), seguido das áreas agroflorestais (-23,8% na produção e -22,1% no valor) e, por último, nas áreas seminaturais onde se observou um decréscimo menos expressivo (-16,1% na produção e -14,9% no valor).

**Tabela 16** – Variação da provisão e do valor económico do serviço de produção de cogumelos silvestres (1990 e 2006).

Categoria de uso e ocupação do solo	Produção total cogumelos (ton)		Produção média cogumelos (ton/ha)		Valor total cogumelos (€)		Valor médio cogumelos (€/ha)	
	1990	2006	1990	2006	1990	2006	1990	2006
	Áreas agrícolas	126,91	26,87	0,02	0,01	946,74	197,64	0,17
Áreas agroflorestais	2.040,87	1.554,21	0,82	0,77	17.195,78	13.390,11	6,93	6,62
Floresta	280.395,59	311.530,86	39,63	36,06	1.412.793,83	1.589.314,34	199,67	183,97
Áreas seminaturais	203.373,96	170.625,54	13,67	11,97	1.191.469,74	1.013.351,14	80,11	71,11
	<b>485.937,32</b>	<b>483.737,48</b>	<b>15,86</b>	<b>15,78</b>	<b>2.622.406,09</b>	<b>2.616.253,23</b>	<b>85,57</b>	<b>85,36</b>

Em 1990, 57,7% (280.396 ton) da provisão total de cogumelos silvestres era proveniente da floresta. A maior parte deste valor foi fornecido pelas florestas de resinosas, nomeadamente, povoamentos de pinheiro-bravo que contribuíram com cerca de 38% (182.920 ton) para a produção total de cogumelos silvestres. Em 2006, o peso das florestas na provisão deste serviço aumentou para 64,4% (311.531 ton) e os

povoamentos de pinheiro-bravo passaram a contribuir para 41,5% (200.961 ton) da produção total. As florestas de folhosas (carvalho, castanheiro, azinheira e outras folhosas) em 1990 eram responsáveis por 7,2% (34.993 ton) da produção total de cogumelos silvestres e em 2006 por 10,5% (50.837 ton). No período em estudo, o contributo das florestas de folhosas para a provisão de cogumelos aumentou 45% e o contributo das florestas de resinosas aumentou 6,2%.

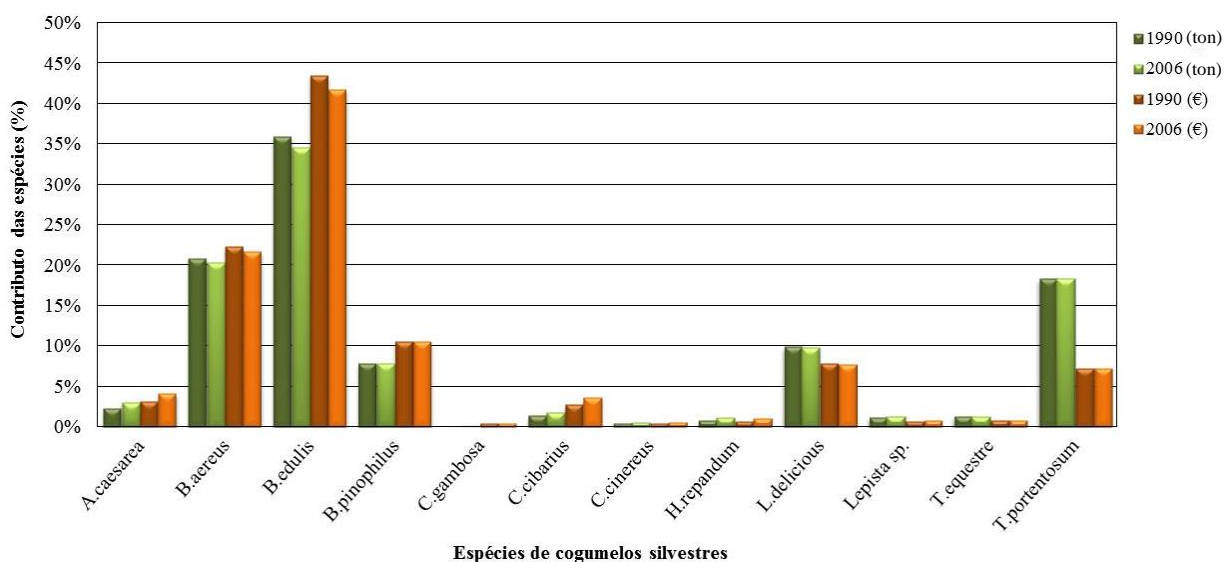
As áreas seminaturais (matos) têm também um contributo importante para a provisão de cogumelos silvestres na bacia superior do Rio Sabor, tendo sido responsáveis por 42% (203.374 ton) da produção em 1990 e 35% da produção (170.625 ton) em 2006.

Verificou-se a mesma tendência no que respeita ao contributo das categorias de uso do solo para o benefício económico proveniente dos cogumelos silvestres. Em 1990 as florestas contribuíram para 54% do valor económico (1.412.794 €), sendo nos povoamentos de pinheiro-bravo que ocorre o maior contributo (33,5%; 877.516 €). Em 2006, as florestas continuam a contribuir para a maior parte do benefício económico proveniente dos cogumelos silvestres (61%; 1.589.314 €) sendo igualmente as florestas de pinheiro-bravo responsáveis por 37% (964.137 €) desse valor. As áreas seminaturais, em 1990, foram responsáveis por 45% (1.191.470 €) do benefício económico proveniente dos cogumelos, valor que decresceu para 38,7% (1.013.351 €) em 2006.

A análise das estimativas obtidas por espécie permite verificar que os cogumelos do género *Boletus* foram os que mais contribuíram para a produção e valor económico deste serviço em ambas as datas estudadas (Figura 3). Em termos de produção, as espécies do género *Boletus* contribuíram para 64,5% (313.800 ton) do total de cogumelos silvestres fornecidos pela paisagem em 1990, e para 62,7% (303.258 ton) dos cogumelos fornecidos em 2006. A espécie *B. edulis* contribuiu com o valor superior (cerca de 35% em ambos os períodos), seguida da *B. aereus* (cerca de 20%) e da *Tricholoma portentosum* (cerca de 18%). A espécie que menos contribuiu para a quantidade de cogumelos silvestres fornecidos, foi a *Calocybe gambosa* (220 ton, cerca de 0,05% em ambas as datas) o que é expetável dada a raridade desta espécie na área de estudo.

Em termos de valor económico foram igualmente as espécies do género *Boletus* que mais contribuíram para o benefício providenciado por este serviço de ecossistema, atingindo 76,3% (1.646.947 €) em 1990 e quase 74% (1.592.143 €) em 2006. A espécie *B. edulis* teve um contributo de 43,5% em 1990 e de 41,7% em 2006, seguida da *B. aereus* cujo peso em termos económicos ronda os 22% em ambas as datas, e da *T.*

*portentosum* que contribuiu para cerca de 7,2% do valor do serviço. O peso da *Calocybe gambosa* no valor económico total dos cogumelos silvestres ronda, em ambas as datas, cerca de 0,4% (8.060 € em 1990 e 8.523 € em 2006). Apesar de se tratar do menor contributo em termos globais, este valor é quase 10 vezes superior ao contributo da *C. gambosa* para a produção (ton) total de cogumelos silvestres, sendo a espécie onde esta relação é maior.



**Figura 3** – Contributo das espécies (%) para a produção (ton) e para o valor económico (€) dos cogumelos silvestres.

### ***Produção agrícola***

Os resultados da variação da produção agrícola por freguesia (Tabela 17) permitem constatar que apenas em Bragança - Santa Maria, Carragosa, Donai e Milhão ocorreu um acréscimo do serviço de produção agrícola (14% em média). As restantes freguesias sofreram um decréscimo médio de 36%. As freguesias onde se observa um maior decréscimo do serviço de produção agrícola foram França (-72%) e Baçal (-46%), enquanto na freguesia de Carragosa ocorreu o aumento mais acentuado deste serviço (24%).

O benefício económico proveniente do serviço de produção agrícola por freguesia, seguiu uma tendência diferente da observada nas quantidades produzidas. Apenas na freguesia de Bragança - Santa Maria se observou um acréscimo do valor económico fornecido por este serviço (6%). Em todas as outras freguesias ocorreu um decréscimo do valor económico correspondente, em média, a 46%. A freguesia de Rio de Onor foi a que sofreu uma diminuição mais acentuada (-71%) do valor económico do serviço

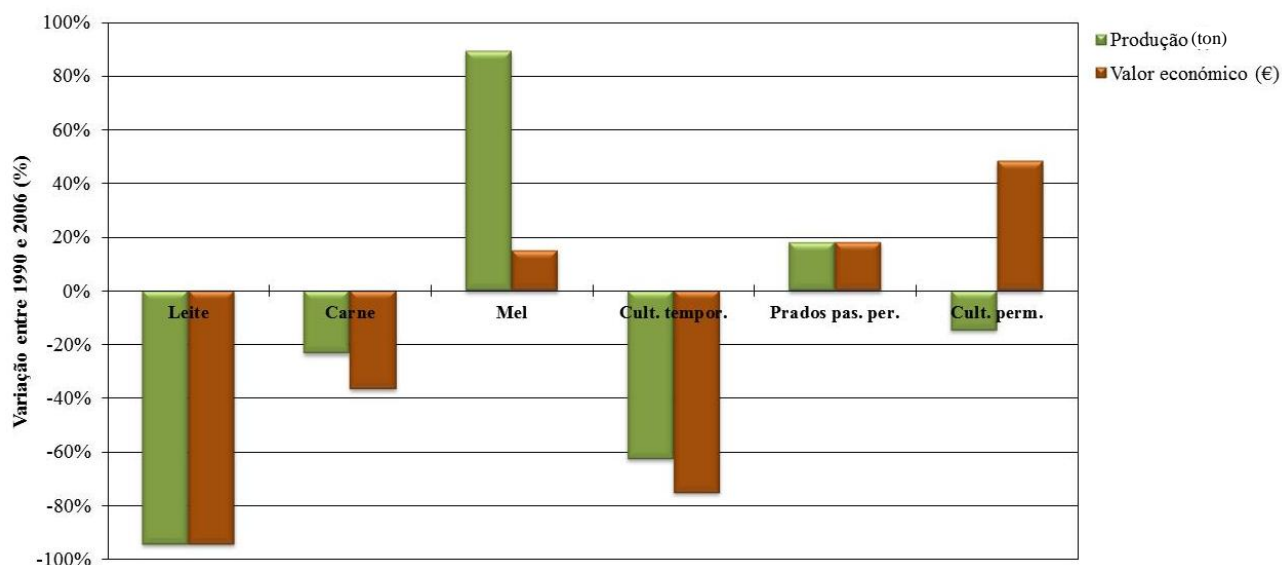
enquanto Donai (-23,4%) e Carragosa (-23,5%) sofreram os decréscimos menos acentuados.

**Tabela 17** - Variação da provisão e valor económico do serviço de produção agrícola (1990 e 2006).

Freguesias	Produção agrícola total (ton)		Produção agrícola média (ton/ha)		Valor agrícola total (€)		Valor agrícola médio (€/ha)	
	1990	2006	1990	2006	1990	2006	1990	2006
Alfaião	53,25	53,21	1,74	1,74	7.402,92	5.264,86	242,47	172,44
Aveleda	4.377,03	2.765,49	0,70	0,45	682.489,46	318.086,46	109,84	51,19
Babe	3.865,76	2.537,29	1,72	1,13	565.580,76	273.447,71	252,36	122,01
Baçal	10.195,91	5.498,23	3,59	1,94	1.425.703,89	754.830,68	502,61	266,10
Brag. Sta. Maria	1.357,67	1.599,50	1,27	1,50	203.533,26	215.743,49	191,04	202,50
Bragança Sé	1.021,36	749,28	1,96	1,44	188.174,75	89.178,15	361,58	171,36
Carragosa	2.263,30	2.806,82	1,07	1,33	450.395,39	344.705,78	212,93	162,96
Castro de Avelãs	199,47	159,11	4,10	3,27	35.810,08	18.572,91	736,60	382,04
Deilão	1.650,75	946,80	1,39	0,80	197.951,31	130.249,24	166,90	109,82
Donai	1.911,05	2.010,06	2,05	2,15	347.355,27	266.155,69	372,36	285,32
Espinhosela	17,11	11,79	1,46	1,00	3.086,30	2.032,37	263,05	173,22
França	3.140,23	877,68	0,59	0,16	470.943,38	155.798,39	87,77	29,04
Gimonde	2.170,77	1.756,72	1,32	1,07	548.370,37	192.484,92	332,99	116,88
Gondesende	110,89	82,99	2,18	1,63	19.552,74	8.548,75	383,60	167,71
Meixedo	2.862,08	979,89	2,49	0,85	430.666,53	235.440,41	375,19	205,11
Milhão	817,11	876,41	1,31	1,41	166.593,65	86.315,22	267,75	138,73
Rabal	3.430,95	3.293,36	1,47	1,41	444.343,54	310.194,28	190,12	132,72
Rio de Onor	1.020,84	324,17	0,55	0,17	141.322,08	40.995,75	76,26	22,12
S. Julião Palácios	701,18	362,46	1,64	0,85	93.508,72	44.236,84	218,64	103,43
<b>Total</b>	<b>41.166,72</b>	<b>27.691,25</b>	-	-	<b>6.422.784,39</b>	<b>3.492.281,90</b>	-	-

A análise das prestações em termos de categorias agrícolas permite constatar que, entre 1990 e 2006, o serviço de produção de leite foi aquele que sofreu uma maior variação negativa, tanto na quantidade produzida como no benefício económico obtido (-94,5% em ambos) (Figura 4). Com a mesma tendência negativa seguem-se as culturas temporárias (com um decréscimo médio na produção de 62,3% e no valor de 75,2%) e a produção de carne (com um decréscimo médio na produção de 23,4% e no valor de 36,6%). As culturas permanentes, em termos globais, sofreram um decréscimo na produção do serviço de 14,6%. Porém, analisando com detalhe o tipo de culturas, verifica-se que em algumas categorias ocorreu uma variação positiva, com destaque para a cultura do castanheiro e do olival, onde as variações positivas entre 1990 e 2006 foram superiores a 50%. O benefício económico médio proveniente das culturas permanentes sofreu um acréscimo de 48,4%. Para tal, contribuiu o benefício económico

proveniente da cultura do castanheiro e do olival cujas variações entre 1990 e 2006 foram, respetivamente, de 210% e 84%.



**Figura 4** – Variação da produção e do valor económico em termos de categorias agrícolas (leite, carne, mel, culturas temporárias, prados e pastagens permanentes e culturas permanentes) (1990-2006).

O mel destaca-se dos restantes serviços por ser aquele onde ocorreu um acréscimo da produção mais expressivo (em média, cerca de 90%), com diversas freguesias a aumentarem de forma acentuada a oferta deste serviço. Observou-se também uma variação positiva na produção do serviço de prados e pastagens permanentes cujo acréscimo médio foi de 18,2%. O valor económico dos serviços de mel e prados e pastagens permanentes tiveram um acréscimo de 15,2% e 18,2%, respetivamente.

### ***Lenha***

Relativamente ao serviço de provisão de lenha os resultados demonstram que, entre 1990 e 2006, houve uma redução de 23% na procura deste serviço tendo decrescido o consumo de 730,7 toneladas para 564 toneladas, ao qual correspondeu igual decréscimo do benefício económico (de 73.073,3 € para 56.387,3 €).

As espécies arbóreas que mais contribuíram para o serviço de produção de lenha, foram as espécies ripícolas e, ou de solos profundos (amieiro, freixo, salgueiro e choupo) que forneceram cerca de 56% da lenha cortada nos anos de 1990 e 2006. A azinheira e o carvalho-negral contribuíram, respetivamente, para 32% e 11% do fornecimento total do serviço e do seu valor económico.

A análise dos resultados por freguesia (Tabela 18) permite verificar que Bragança - Santa Maria, Donai e Gimonde obtiveram um acréscimo na quantidade de lenha consumida e no benefício económico obtido com este serviço (em média, de 9%). Nas restantes freguesias ocorreu uma variação negativa na quantidade de lenha consumida e no seu valor económico, ou uma variação nula, uma vez que no período em estudo não se registaram cortes de arvoredo com o objetivo de obtenção de lenha (expresso através das autorizações de corte emitidas pelos serviços oficiais).

**Tabela 18** - Variação da provisão e valor económico do serviço de produção de lenha (1990 e 2006).

Freguesias	Produção total de lenha (ton)		Produção média de lenha (ton/ha)		Valor total Produção lenha (€)		Valor médio produção lenha (€/ha)	
	1990	2006	1990	2006	1990	2006	1990	2006
Alfaião	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,00	0,00
Aveleda	309,59	233,81	0,0498	0,0376	30.958,58	23.380,66	4,98	3,76
Babe	25,20	17,54	0,0112	0,0078	2.519,84	1.753,76	1,12	0,78
Baçal	58,00	54,20	0,0204	0,0191	5.800,42	5.419,88	2,04	1,91
Brag. Sta. Maria	13,88	14,58	0,0130	0,0137	1.387,73	1.458,43	1,30	1,37
Bragança Sé	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,00	0,00
Carragosa	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,00	0,00
Castro de Avelãs	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,00	0,00
Deilão	52,60	44,30	0,0443	0,0374	5.259,71	4.430,30	4,43	3,74
Donai	5,36	5,91	0,0057	0,0063	535,91	591,35	0,57	0,63
Espinhosela	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,00	0,00
França	51,50	42,78	0,0096	0,0080	5.149,57	4.278,34	0,96	0,80
Gimonde	13,00	14,63	0,0079	0,0089	1.299,85	1.462,80	0,79	0,89
Gondesende	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,00	0,00
Meixedo	4,40	4,12	0,0038	0,0036	440,01	411,55	0,38	0,36
Milhão	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,00	0,00
Rabal	146,79	90,47	0,0628	0,0387	14.678,60	9.047,19	6,28	3,87
Rio de Onor	50,43	41,53	0,0272	0,0224	5.043,02	4.153,08	2,72	2,24
S. Julião Palácios	0,00	0,00	0,0000	0,0000	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Total</b>	<b>730,73</b>	<b>563,87</b>	-	-	<b>73.073,26</b>	<b>56.387,34</b>	-	-

### *Madeira*

Os dados usados para o serviço de provisão de lenha permitiram estimar para 2006 um volume de madeira cortada de 4.882 m<sup>3</sup> o que resultou num benefício económico de quase 87.680 € (Tabela 19).

**Tabela 19** - Variação da provisão e valor económico do serviço de produção de madeira (1990 e 2006).

Cortes (2004 a 2008)	Produção total madeira (m <sup>3</sup> )	Produção média madeira (m <sup>3</sup> /ha)	Valor total produção madeira (€)	Valor médio produção madeira (€/ha)
PF Deilão 1	1.669,00	7,72	12.293,22	56,89
PF Deilão 2	853,62	2,45	12.109,21	34,76
PF Deilão 3	261,08	3,84	10.998,83	161,59
PF Montesinho 1	385,32	51,71	3.250,00	436,12
PF Montesinho 2	1.712,96	206,43	49.027,73	5.908,39
<b>Total</b>	<b>4.881,97</b>	<b>-</b>	<b>87.678,99</b>	<b>-</b>

PF – Perímetro Florestal.

### 5.2.2. Serviços de recreio

O levantamento de dados relativos à procura de caça e pesca como serviços de recreio fornecidos na região (expresso em termos de jornadas praticadas) permitiu verificar que, entre 1990 e 2006, o serviço de caça decresceu 42,1%, passando de 14.435 jornadas para 8.355 jornadas, enquanto o serviço de pesca teve um crescimento de 42,5%, passando de 51.643 jornadas praticadas em 1990, para 73.582 jornadas praticadas em 2006 (Tabela 20). O benefício económico proveniente destas atividades de recreio obteve um acréscimo de quase 44%, passando de cerca de 1,4 milhões € em 1990 para 2 milhões € em 2006 (Tabela 21). No serviço de recreio caça, a variação positiva do benefício ascendeu a 317% e no serviço pesca esse valor rondou os 43%.

**Tabela 20** – Variação da produção dos serviços de recreio (1990-2006).

Serviços de recreio	Unidades	Produção total (unidades/ano)		Produção média (unidades/ha/ano)*	
		1990	2006	1990	2006
Caça	Jornadas (jor)	14.434,99	8.355,04	0,479	0,273
Pesca	Jornadas (jor)	51.642,95	73.582,43	1,685	2,401

\*Com base na área da bacia superior do Rio Sabor = 30.648 ha.

**Tabela 21** – Variação do valor económico dos serviços de recreio (1990-2006).

Serviços de recreio	Valor total (€/ano)		Valor médio (€/ha/ano)*	
	1990	2006	1990	2006
Caça	5.862,64	24.461,99	0,191	0,798
Pesca	1.386.670,66	1.977.322,87	45,245	64,517
<b>Total</b>	<b>1.392.533,30</b>	<b>2.001.784,86</b>	<b>45,436</b>	<b>65,315</b>

\*Com base na área da bacia superior do Rio Sabor = 30.648 ha.

### 5.2.3. Agregação dos valores económicos dos serviços de ecossistema

A agregação dos valores económicos estimados para os diversos serviços de ecossistema estudados permitiu obter uma estimativa total de cerca de 10,5 milhões € para o ano de 1990, e de cerca de 8,2 milhões € para 2006, o que corresponde a um decréscimo do benefício económico anual proveniente destes serviços de 21,5% (Tabela 22).

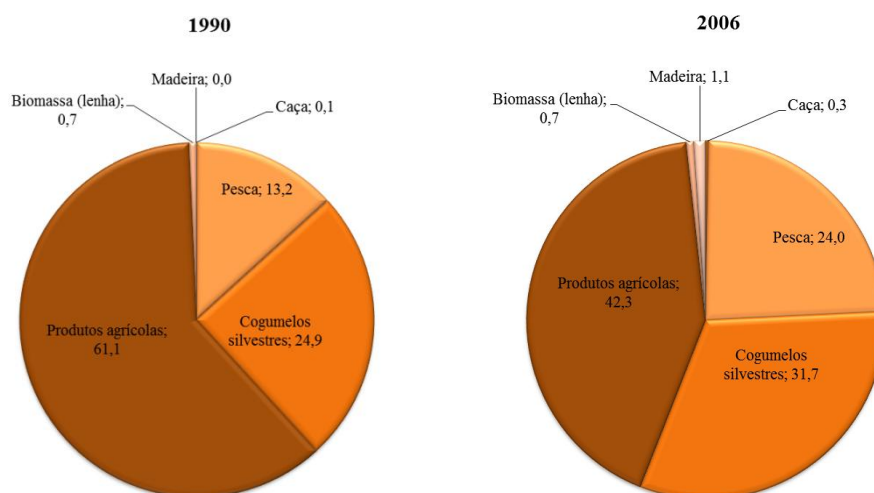
**Tabela 22** – Variação do valor económico agregado dos serviços de ecossistema (1990-2006).

Serviço de ecossistema	Valor total (€/ano)		Valor médio (€/ha/ano)*	
	1990	2006	1990	2006
Cogumelos silvestres	2.622.406,09	2.616.253,23	85,565	85,365
Produtos agrícolas	6.422.784,39	3.492.281,90	209,566	113,948
Biomassa (lenha)	73.073,26	56.387,34	2,384	1,840
Madeira	0	87.678,99	0	2,861
Caça	5.862,64	24.461,99	0,191	0,798
Pesca	1.386.670,66	1.977.322,87	45,245	64,517
<b>Total</b>	<b>10.510.797,04</b>	<b>8.254.386,32</b>	<b>342,95</b>	<b>269,33</b>

\*Com base na área da bacia superior do Rio Sabor = 30.648 ha.

A contribuição dos serviços de aprovisionamento para o benefício económico total estimado em ambas as datas, é claramente superior à contribuição dos serviços de recreio (Figura 5). Porém, enquanto a contribuição dos serviços de recreio sofreu um acréscimo (em 1990 representava 13,2% do valor total estimado e em 2006 representava 24,2%), a contribuição dos serviços de aprovisionamento sofreu um decréscimo (em 1990 representava 86,8% e em 2006 representava 75,8%).

Comparando estes resultados com os apresentados por Häyhä et al. (2015) verifica-se existir uma semelhança entre ambas as estimativas. Häyhä et al. (2015) realizaram uma avaliação biofísica e económica, com base na provisão atual (consumo), de diversos serviços de ecossistema de uma área florestal montanhosa do Norte da Itália. As estimativas do valor económico dos serviços de aprovisionamento foram efetuadas com base nos preços de mercado. Considerando apenas os serviços de aprovisionamento e os serviços culturais estudados por Häyhä et al. (2015), verifica-se que a contribuição dos serviços de aprovisionamento para o benefício económico total foi de 74%, enquanto os serviços culturais contribuíram com cerca de 26%. Estes valores são semelhantes aos obtidos neste estudo, sobretudo no ano de 2006.



**Figura 5** – Contribuição (%) dos serviços de aprovisionamento e dos serviços de recreio para o benefício económico total (1990 e 2006).

Sharma et al. (2015) estimaram o valor económico de um conjunto de serviços de ecossistema (aprovisionamento, regulação e culturais) providenciados por uma área de reserva natural no Nepal, usando uma combinação do método dos preços de mercado e do método do valor de transferência. O valor económico dos serviços de aprovisionamento representa cerca de 85% do valor económico agregado de todos os serviços avaliados no estudo, enquanto o valor dos serviços culturais corresponde a 8% do TEV (Sharma et al. 2015). Os valores obtidos por Sharma et al. (2015) apresentam semelhanças aos valores obtidos para a bacia superior do Rio Sabor.

### 5.3. Mapeamento dos serviços de ecossistema em 1990 e 2006

O mapeamento produzido permite verificar que os serviços de ecossistema estudados apresentam uma distribuição espacial e temporal heterogénea, com zonas distintas a providenciarem serviços com diferentes intensidades de procura.

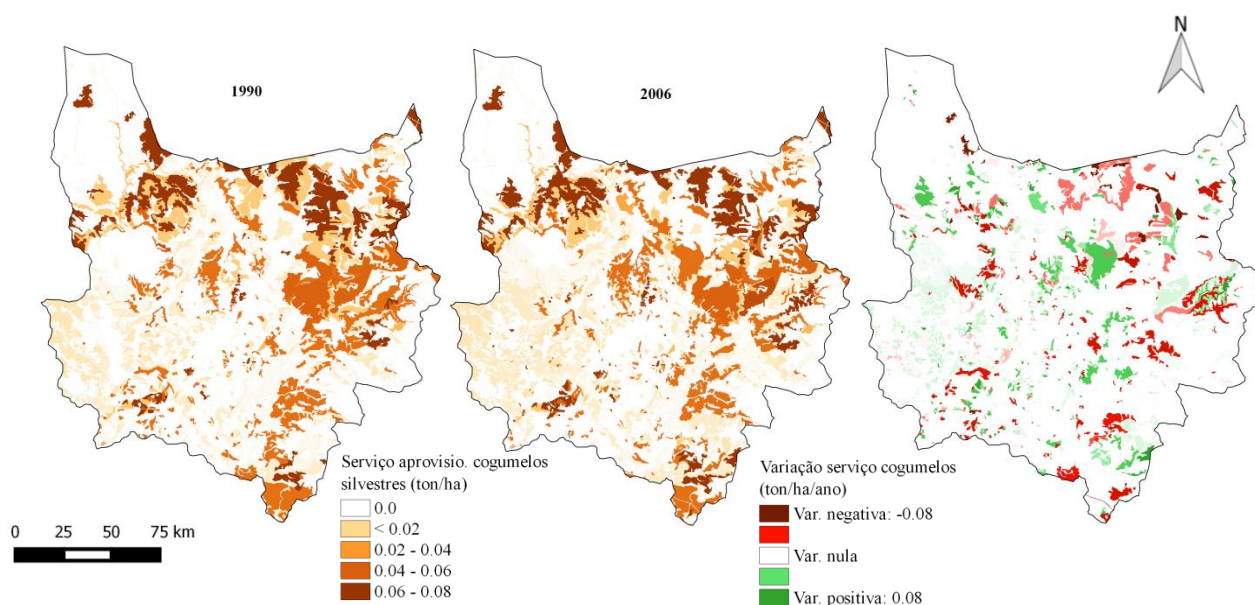
Os mapas de variação permitem visualizar as áreas na paisagem onde, entre 1990 e 2006, se estimaram alterações no fornecimento dos serviços. Os tons vermelhos estão associados a valores negativos e representam os locais onde o fornecimento do serviço decresceu em termos absolutos. Os tons verdes estão associados a valores positivos e representam os locais onde o fornecimento do serviço aumentou em termos absolutos. A cor branca (ausência de cor) está associada a valores nulos e representa as áreas onde não se observou variação no fornecimento do serviço.

### 5.3.1. Serviços de aprovisionamento

#### *Cogumelos silvestres*

Os mapas relativos ao serviço de provisão de cogumelos silvestres (Figura 6) mostram que, em 1990 e em 2006, as áreas que mais contribuíram para o fornecimento deste serviço de ecossistema estão situadas nas zonas norte e nordeste da bacia superior do Rio Sabor, nas regiões de Montesinho e da Alta Lombada.

A classe mais produtiva fornece anualmente entre 60 a 80 kg de cogumelos silvestres por hectare e corresponde às florestas puras de resinosas formadas essencialmente por pinheiro-bravo. A classe seguinte fornece anualmente entre 40 e 60 kg de cogumelos por hectare e corresponde às florestas mistas de resinosas e folhosas e às áreas seminaturais situadas abaixo dos 800 m de altitude (estevais). Estas áreas seminaturais, tanto em 1990 como em 2006, estão sobretudo representadas na metade oriental da área de estudo. A classe cuja produção ronda os 20 a 40 kg de cogumelos por hectare ocorre, sobretudo, na metade norte da área de estudo. Nesta classe, incluem-se as florestas mistas de folhosas e resinosas (que fornecem cerca de 30 kg/ha/ano de cogumelos silvestres) e as áreas seminaturais com resinosas dispersas (que fornecem cerca de 23 kg/ha/ano de cogumelos).



**Figura 6** – Distribuição espacial do serviço de produção de cogumelos silvestres (ton/ha) e da variação da produção entre 1990 e 2006 (ton/ha/ano).

Com uma contribuição anual rondando os 8 e os 12 kg por hectare encontram-se os soutos de castanheiros (situados sobretudo no quadrante sudeste da área de estudo), os carvalhais e os azinhais (dispersos por toda a área). As áreas agroflorestais, os matos altos, as áreas agrícolas e as áreas artificiais foram as classes que menos contribuíram para o fornecimento de cogumelos silvestres, dominando a paisagem sobretudo na metade ocidental da área de estudo.

Observando o mapa que representa a variação do fornecimento de cogumelos silvestres verifica-se que, na maior parte da paisagem, não ocorreram alterações na provisão deste serviço. Isto deve-se, por um lado, ao facto de muitas ocupações do solo terem um contributo nulo no fornecimento de cogumelos silvestres e, por outro, ao facto de não terem ocorrido alterações profundas nas ocupações do solo com implicações no fornecimento do serviço.

As alterações nas ocupações do solo que contribuíram para um decréscimo no fornecimento de cogumelos silvestres, estão relacionadas com transições de áreas de pinheiro-bravo para áreas de matos ou áreas descobertas ou com pouca vegetação. Estes casos estão associados, por exemplo, à ocorrência de incêndios. No mesmo sentido, surgem as transições de áreas de matos baixos (abaixo dos 800 m) para florestas mistas de carvalho, castanheiro ou azinheira. Esta situação deve-se ao facto das estimativas realizadas neste estudo terem considerado os matos baixos como áreas de elevada produtividade em termos de cogumelos silvestres.

No sentido oposto, as alterações nas ocupações do solo que motivaram um acréscimo no fornecimento de cogumelos silvestres, estão relacionadas com transições de áreas seminaturais para áreas de floresta de resinosas ou de folhosas, de áreas agrícolas para matos baixos e de áreas descobertas ou com pouca vegetação para matos baixos.

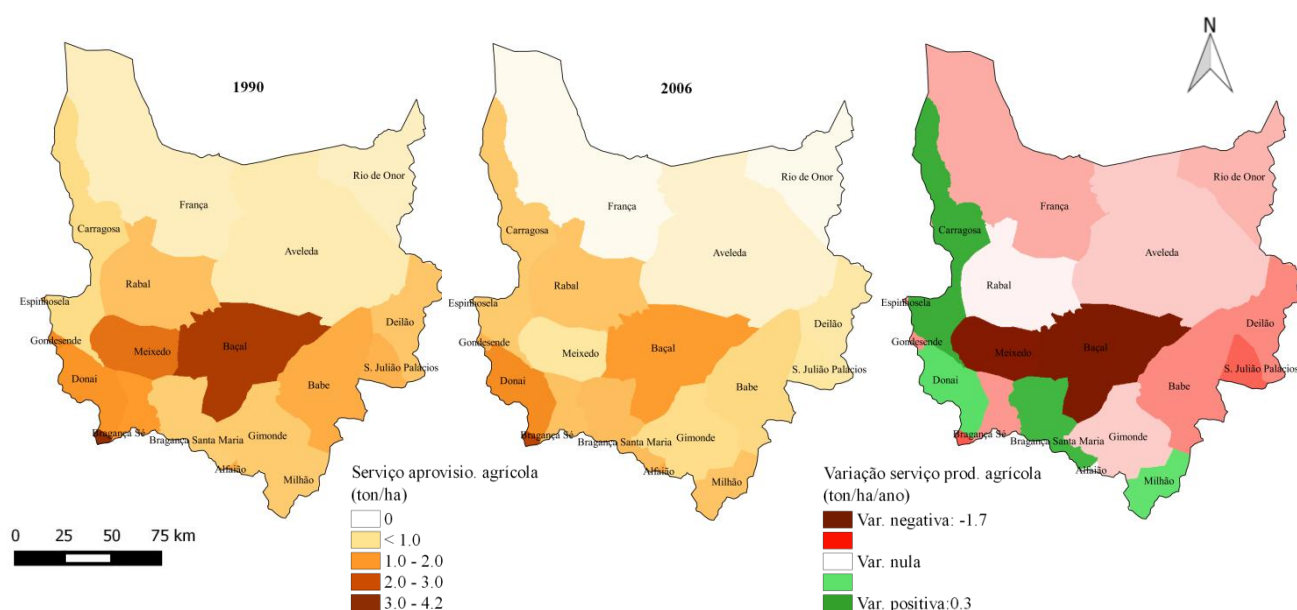
### ***Produção agrícola***

Os mapas relativos ao serviço de produção agrícola (Figura 7) mostram que, em 1990 e em 2006, as freguesias que mais contribuíram para o fornecimento deste serviço de ecossistema por unidade de área, estão situadas na metade sul da bacia superior do Rio Sabor. Em 1990, Baçal, Meixedo, Donai e Bragança Sé foram as freguesias que mais contribuíram para a provisão do serviço agrícola fornecendo, anualmente, entre 2 e 3,6 toneladas por hectare. Pelo contrário, França, Aveleda e Rio de Onor contribuíram com valores inferiores a 1 tonelada por hectare. Em 2006, as freguesias de Donai e Baçal

continuam a fornecer as maiores quantidades do serviço de produção agrícola, embora com valores anuais rondando as 2 toneladas por hectare.

No mapa que representa a variação do serviço de produção agrícola é possível verificar que Baçal e Meixedo são as freguesias onde o decréscimo absoluto anual no fornecimento do serviço de produção agrícola foi mais acentuado, atingindo cerca de 1,65 ton/ha/ano. Nas freguesias de S. Julião Palácios, Deilão e Babe o decréscimo no fornecimento do serviço de produção agrícola variou entre 0,79 e 0,59 ton/ha/ano. Em termos relativos, e como já havia sido referido no capítulo 5.2.1., foi a freguesia de França que sofreu os maiores decréscimos no serviço de produção agrícola.

No sentido oposto, surgem as freguesias de Milhão, Donai, Bragança - Santa Maria e Carragosa cujo contributo para o fornecimento do serviço de produção agrícola teve um acréscimo que variou entre 0,1 ton/ha/ano (Milhão) e 0,26 ton/ha/ano (Carragosa).

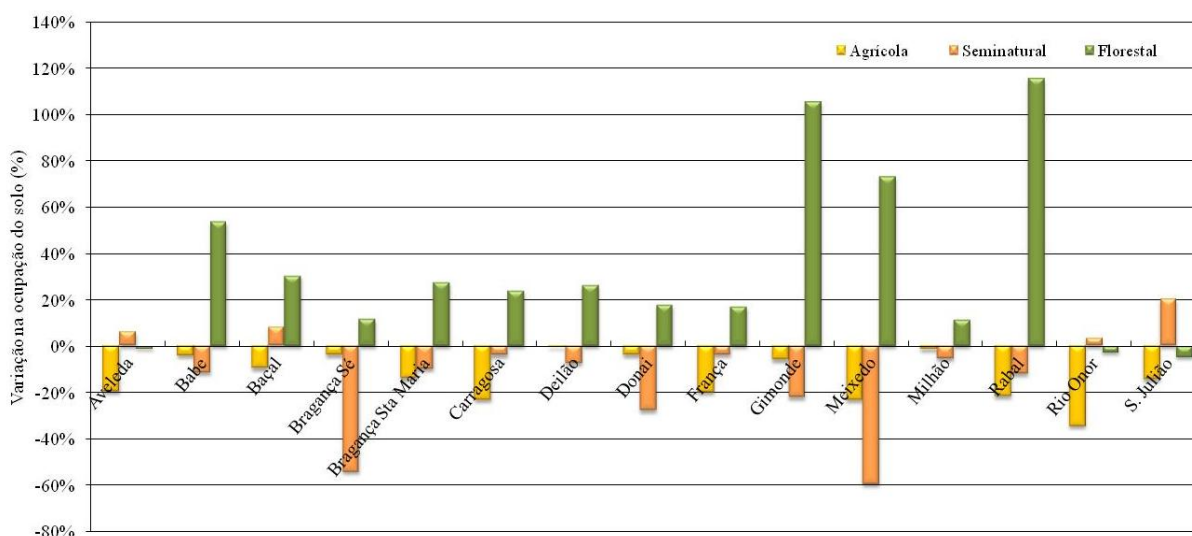


**Figura 7** – Distribuição espacial do serviço de produção agrícola (ton/ha) e da variação da produção entre 1990 e 2006 (ton/ha/ano).

Analisando as variações no fornecimento do serviço de produção agrícola e as alterações de ocupação do solo ocorridas nas várias freguesias entre 1990 e 2006 (Figura 8), verifica-se que todas as freguesias onde se estimou um decréscimo no serviço de produção agrícola, registaram uma diminuição nas áreas de ocupação agrícola e um aumento nas áreas seminaturais e, ou nas áreas florestais. Porém, nas freguesias onde se estimou uma variação positiva no fornecimento do serviço de produção agrícola (Milhão, Bragança - Santa Maria, Donai e Carragosa) não se registou

um aumento da área agrícola, mas sim uma diminuição. No entanto, estas freguesias registaram um aumento na sua área de ocupação florestal.

Analisando com maior detalhe as subproduções agrícolas utilizadas neste estudo para estimar o serviço de produção agrícola, verifica-se que o balanço positivo no serviço de produção agrícola estimado para as freguesias de Milhão, Bragança - Santa Maria, Donai e Carragosa, resultou de acréscimos registados em pelo menos duas das seguintes subproduções: produção de carne, produção de mel e prados e pastagens permanentes. As duas primeiras produções (carne e mel) dependem não só da presença de espaços agrícolas, mas também de espaços seminaturais (matos) e de espaços florestais (p. ex. soutos, carvalhais e floresta aberta). Os prados e pastagens permanentes não estão segregados na cartografia de ocupação e uso do solo, aparecendo em associação com classes de ocupação florestal (p. ex. classe “Outras folhosas”).



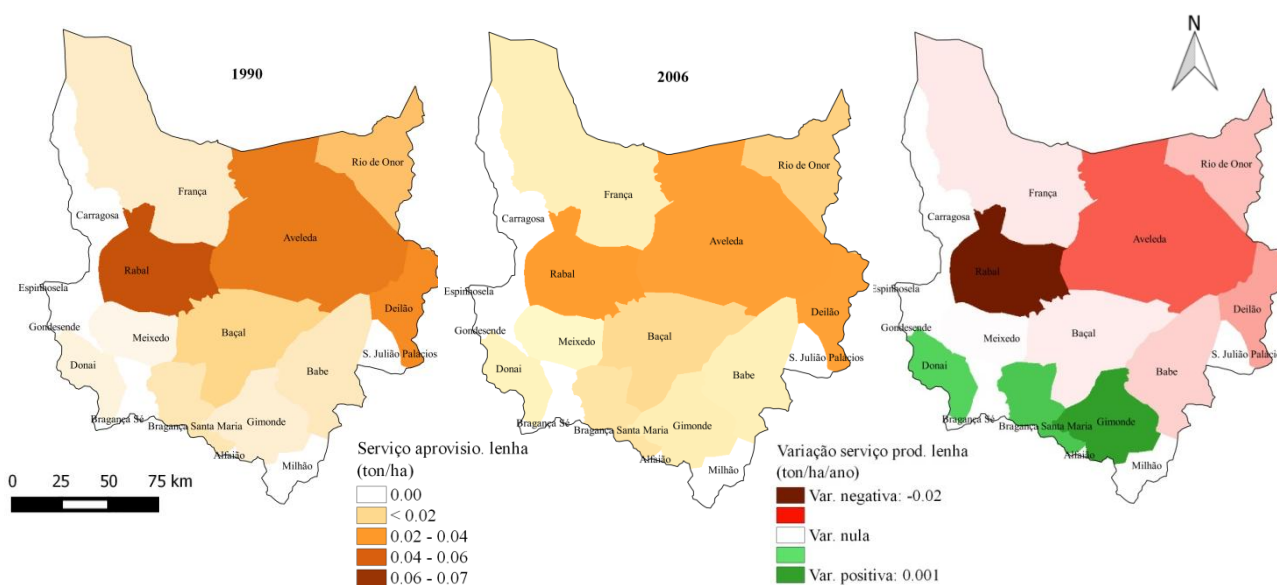
**Figura 8** – Variação (%) do uso e ocupação do solo nas freguesias da bacia superior do Rio Sabor (1990-2006).

Estes resultados levam a supor que a diminuição da área agrícola poderá não conduzir, necessariamente, a uma diminuição do serviço de produção agrícola. A transição de áreas agrícolas para áreas seminaturais ou áreas florestais poderá beneficiar algumas produções agrícolas muito dependentes deste tipo de espaços como sejam a produção de mel, a produção de carne de ovino e a produção de carne de caprino.

## Lenha

Os mapas relativos ao serviço de produção de lenha (Figura 9) mostram que, em 1990 e em 2006, as freguesias que mais contribuíram para o fornecimento deste serviço de ecossistema foram Rabal, Aveleda e Deilão. Em 1990, estas três freguesias forneciam, em média, 52,3 kg de lenha por hectare. Em 2006, este valor decresceu para cerca de 40 kg por hectare.

No mapa da variação do serviço de produção de lenha verifica-se que os decréscimos foram mais acentuados, sobretudo, nas freguesias situadas na metade norte da bacia superior do Rio Sabor. Na maioria das freguesias situadas na metade sul da área de estudo, estimaram-se variações nulas ou positivas, tendo sido a freguesia de Gimonde que registou o maior acréscimo absoluto na procura do serviço de provisão de lenha. Estes resultados sugerem que o aumento da população ocorrido nas freguesias periféricas à cidade de Bragança contribuiu para um acréscimo na procura deste serviço de ecossistema. Nas freguesias mais distantes da zona urbana de Bragança, menos povoadas e com população mais envelhecida, estima-se uma tendência de decréscimo na procura do serviço de provisão de lenha com objetivos de autoconsumo.

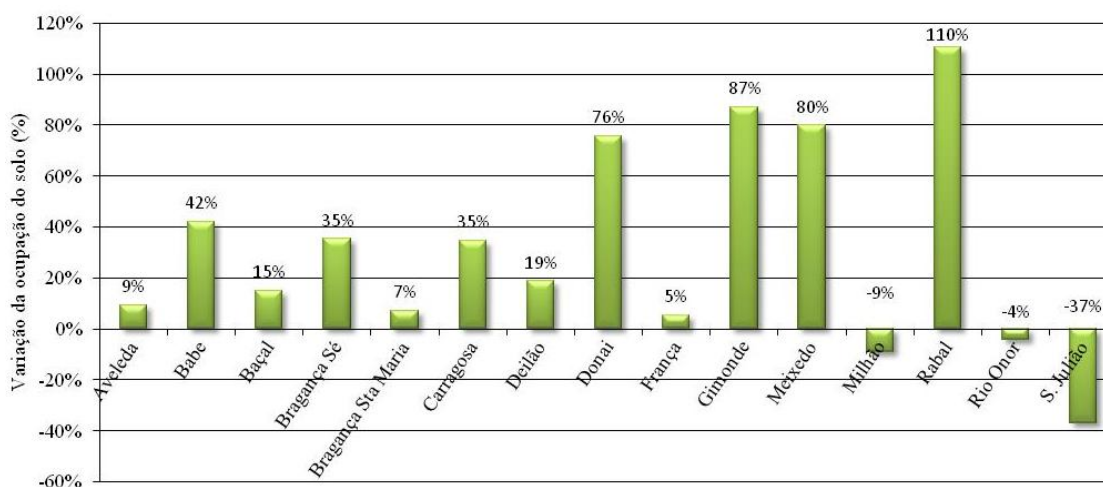


**Figura 9** – Distribuição espacial do serviço de produção de lenha (ton/ha) e da variação da produção entre 1990 e 2006 (ton/ha/ano).

Comparou-se os mapas da Figura 9 com as alterações de ocupação do solo ocorridas entre 1990 e 2006 nas classes de floresta de “Carvalho”, “Azinheira” e “Outras folhosas” no sentido de avaliar possíveis padrões espaciais entre a procura e a oferta do serviço de produção de lenha. Os resultados permitem verificar que, ao longo do

período em estudo, ocorreu um acréscimo na oferta do serviço de produção de lenha na maioria das freguesias exceto em Milhão, Rio de Onor e S. Julião (Figura 10).

A freguesia de Rabal que, de acordo com os resultados das estimativas, foi aquela que sofreu o decréscimo mais acentuado na procura do serviço de produção de lenha, foi a que obteve um maior aumento na oferta deste serviço em virtude do acréscimo da área ocupada, sobretudo, por carvalhais. Já as freguesias de Gimonde e Donai aumentaram expressivamente a sua área de ocupação de florestas de folhosas e também a procura do serviço de produção de lenha.



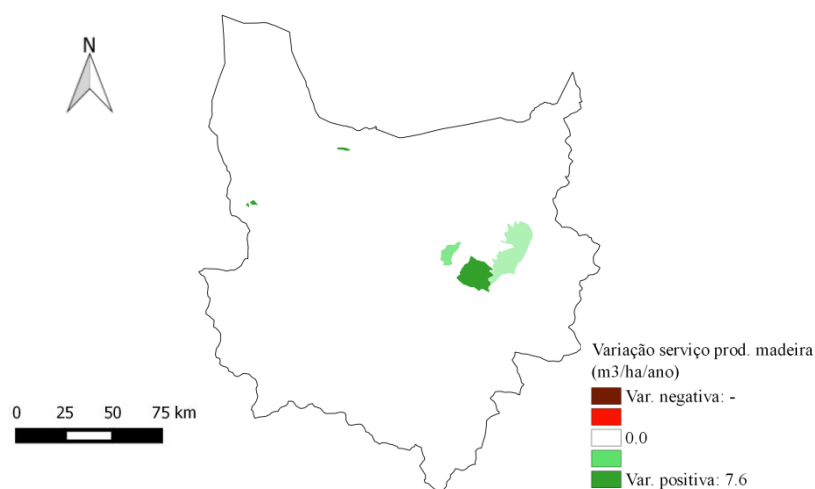
**Figura 10** – Variação (%) do uso e ocupação do solo (carvalhais, azinhais e outras folhosas) nas freguesias da bacia superior do Rio Sabor (1990-2006).

Os resultados obtidos não permitem encontrar um padrão espacial entre a procura e a oferta do serviço de produção de lenha. Julga-se que esta questão poderá estar relacionada com o facto dos dados de base utilizados neste estudo (licenças de corte de lenha emitidas pelo Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas ICNF) não incluírem uma parte significativa dos cortes realizados para obtenção de lenha de carvalho-negral. Como já havia sido salientado no Capítulo 3.1. (Caraterização genérica dos serviços de ecossistema), o corte de lenha de carvalho-negral para aquecimento tem grande relevância na área em estudo, sendo uma das espécies preferidas pela população local para este efeito. Os cortes de lenha de carvalho-negral, quando realizados na área do Parque Natural de Montesinho em zonas de Proteção Parcial do tipo II e zonas de Proteção Complementar, não careciam de autorização do ICNF (ao abrigo do Regulamento do Plano de Ordenamento do Parque Natural de Montesinho e de normas internas do ICNF). Pelo contrário, os cortes de azinheira, de espécies ripícolas ou de

carvalho-negral inserido em áreas de Proteção Parcial do tipo I, carecem sempre de autorização. Esta questão poderá ter contribuído para subestimar a contribuição do carvalho-negral no serviço de produção de lenha.

### ***Madeira***

Para estimar o volume de madeira cortada na bacia superior do Rio Sabor considerou-se que no ano de 1990 não foram efetuados cortes devido à idade jovem dos povoamentos florestais. Por esta razão, no mapa que representa a variação do serviço de produção de madeira (Figura 11) não se observam variações negativas no fornecimento deste serviço de ecossistema.



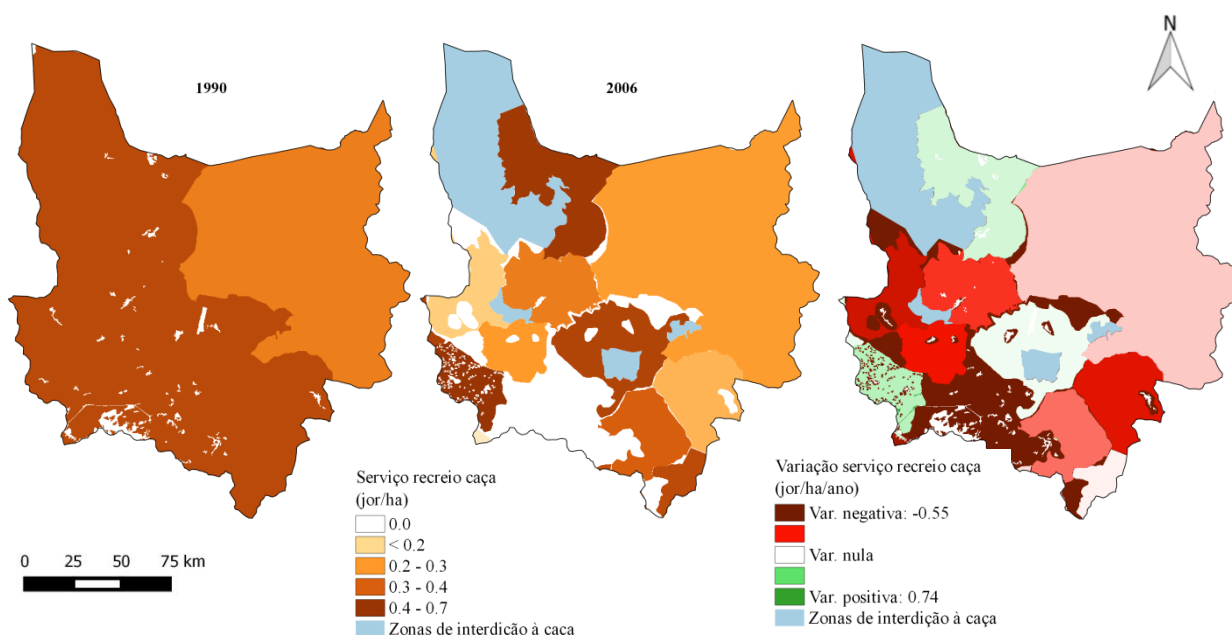
**Figura 11** – Distribuição espacial da variação da produção de madeira entre 1990 e 2006 ( $m^3/ha/ano$ ).

Os cortes de madeira considerados neste estudo dizem respeito a cortes extraordinários realizados na sequência de danos sofridos pelas árvores (incêndios e condições climáticas adversas) e, portanto, antes da madeira estar pronta para corte final. Entre 1990 e 2006, as áreas ocupadas por povoamentos de pinheiro-bravo tiveram um acréscimo acentuado. Em 2006 cerca de 1320 hectares da bacia superior do Rio Sabor eram ocupados por povoamentos de pinheiro-bravo pertencentes às classes diamétricas de 20 e 25 cm (Sil 2014) e, portanto, com potencial aproveitamento para serração e tabuado (Oliveira 1999, Alegria 2007). Tendo em conta estes factos, constata-se que a captura do serviço de produção de madeira na região em estudo é muito limitada e poderia ser significativamente ampliada e melhorada, assegurando-se a regularidade dos ciclos de produção de madeira.

### 5.3.2. Serviços de recreio

#### Caça

Os mapas relativos ao serviço de recreio caça (Figura 12) mostram que, entre 1990 e 2006, ocorreram mudanças significativas na procura deste serviço na área da bacia superior do Rio Sabor. Estas mudanças refletem as tendências observadas a nível nacional que apontam para um decréscimo global na prática da atividade cinegética (Bastos 2008, Santos et al. 2015, Lopes 2015) e as reformulações ocorridas na política cinegética nacional, orientada para o ordenamento de todo o território cinegético e para uma adequação da legislação às novas realidades do País, nomeadamente em termos de conservação dos valores naturais.



**Figura 12** – Distribuição espacial do serviço de recreio caça (jor/ha) e variação da provisão entre 1990 e 2006 (jor/ha/ano).

Em 1990, dois terços do território da bacia superior do Rio Sabor encontrava-se submetido ao Regime Cinegético Geral e o restante ao Regime Cinegético Ordenado através da figura da Zona de Caça Nacional da Lombada. Em 2006, por força da reformulação da política de ordenamento da atividade cinegética, a maioria do território passou a estar abrangido pelo Regime Cinegético Ordenado ou por Zonas de Interdição à Caça com o objetivo de proteger valores específicos em termos de conservação da natureza.

Em termos de fornecimento do serviço de caça verifica-se que, em 1990, a bacia superior do Rio Sabor contribuiu para a procura deste serviço, em média, com 0,4 jornadas por hectare. Em 2006, a procura do serviço de recreio diminuiu em grande parte do território como é evidenciado pela dominância de tons avermelhados no mapa da Figura 12. Nas áreas inseridas no Regime Cinegético Ordenado, os decréscimos mais acentuados atingiram cerca de 0,33 jornadas por hectare e os menos acentuados cerca de 0,052 jornadas por hectare. Algumas zonas de caça tiveram um contributo positivo no fornecimento do serviço sofrendo acréscimos na ordem das 0,15 jornadas por hectare.

### *Pesca*

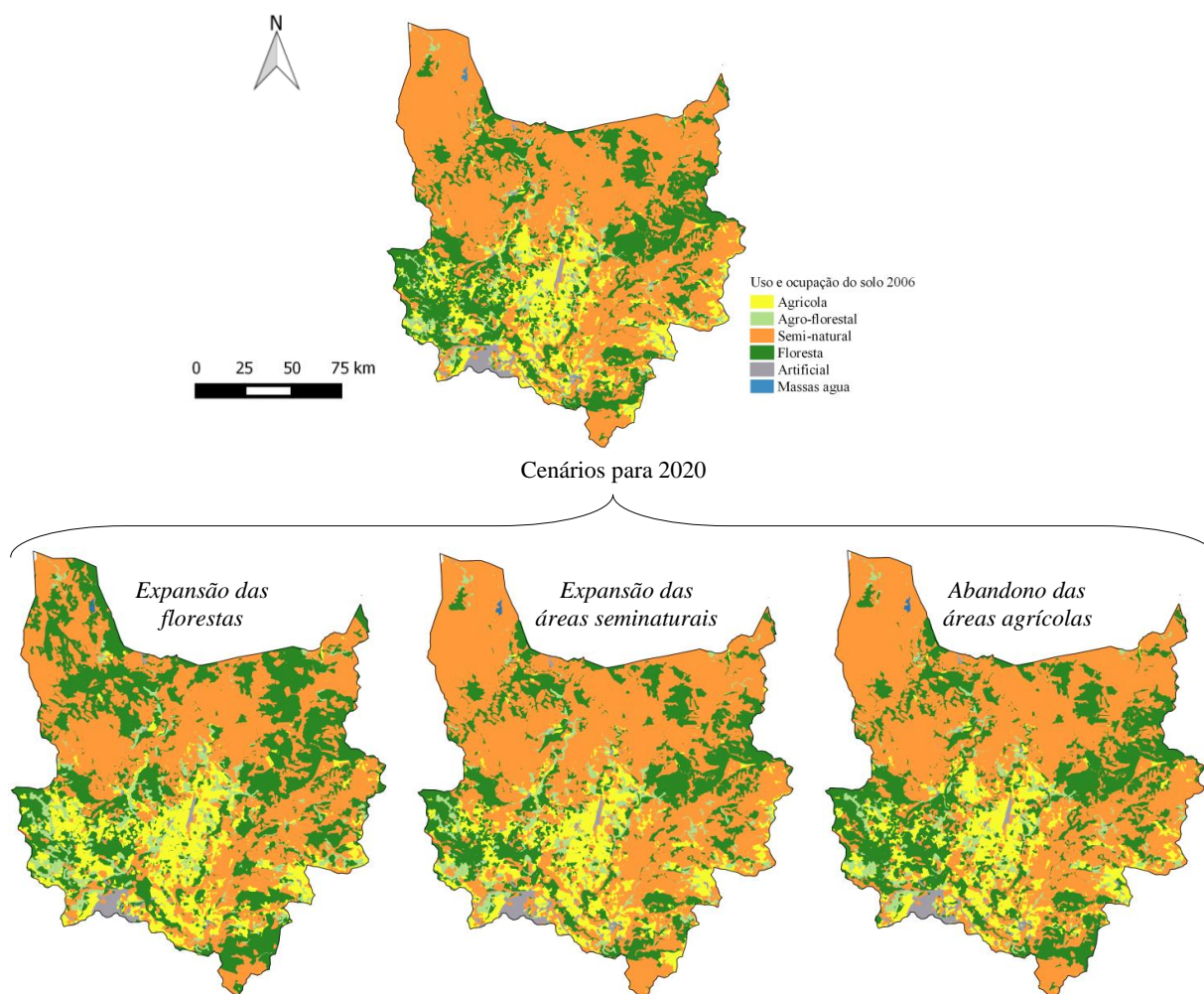
Neste estudo, embora se tenha procedido à estimativa dos valores biofísicos e económicos do serviço de pesca, não se realizou o seu mapeamento devido à dificuldade em associar os valores estimados às zonas de pesca existentes na bacia superior do Rio Sabor. Ainda assim, considerando a extensão total dos cursos de água que atravessam a bacia superior do Rio Sabor - aproximadamente 120 kms - e considerando produtividades biológicas e taxas de captura de espécies piscícolas homogéneas, pode referir-se que a região contribuiu em 1990 para a procura do serviço de pesca, em média, com 430,36 jornadas por quilómetro de linha de água. Em 2006, este valor aumentou para 613,2 jornadas por quilómetro.

#### **5.4. Cenários alternativos de evolução da paisagem (2006-2020)**

A comparação dos mapas que representam a paisagem da bacia superior do Rio Sabor em 2006 com os três cenários alternativos construídos para o ano de 2020 (Figura 13), permite constatar a existência de diferenças relativamente à ocupação das principais categorias de uso e ocupação do solo. A Tabela 23 resume as áreas totais (ha) ocupadas por cada uma dessas categorias.

**Tabela 23** – Variação da área (ha) das categorias de uso e ocupação do solo em função de cada cenário simulado (2006-2020).

	Áreas (ha)				
	Agrícolas	Agroflorestais	Seminaturais	Florestais	Artificiais
Base (2006)	5.040,01	2.030,97	14.251,37	8.619,79	703,92
Expansão das áreas florestais (2020)	4.354,03	1.794,59	11.248,80	12.544,71	703,92
Expansão das áreas seminaturais (2020)	4.248,62	1.795,82	16.127,88	7.769,81	703,92
Abandono das áreas agrícolas (2020)	4.136,03	1.585,69	14.920,74	9.299,67	703,92



**Figura 13** – Mapas dos cenários alternativos de evolução da paisagem (2006-2020).

Com base no cenário que simula a expansão das áreas de floresta verifica-se que, entre 2006 e 2020, as florestas irão aumentar a sua área de ocupação cerca de 45% enquanto as áreas ocupadas por matos decrescerão 21%. Neste cenário, os espaços agrícolas e os espaços agroflorestais irão diminuir, em média, cerca de 12,6%. No cenário que simula a expansão das áreas seminaturais, verifica-se que os matos irão aumentar quase 13,2% enquanto as florestas decrescerão cerca de 10%. O aumento das áreas de matos irá ter consequências nos espaços agrícolas e agroflorestais que diminuirão, respetivamente, 15,7% e 11,6%. Perante um cenário de abandono agrícola irá verificar-se uma diminuição dos espaços agrícolas em cerca de 18% e das áreas agroflorestais de quase 22%. Pelo contrário, a floresta irá aumentar a sua área de ocupação cerca de 7,9% e as áreas de matos 4,7%.

As simulações realizadas permitiram verificar que os vários cenários de alteração da ocupação do solo irão afetar de formas distintas o fornecimento e o valor económico dos

serviços de aprovisionamento de cogumelos silvestres, de biomassa e de madeira (Tabela 24).

Assim, para todos os serviços de aprovisionamento, o cenário que simula a expansão das áreas de floresta é aquele que conduz a produções e valores económicos superiores. Comparativamente ao ano de 2006, a expansão da floresta em 2020 conduzirá a um acréscimo de 22% na produção total de cogumelos silvestres, 34% na produção de lenha e 91% na produção de madeira de pinheiro-bravo. Em termos económicos, este cenário conduz ao aumento do valor total fornecido por todos os serviços. Estes acréscimos do valor económico correspondem a 19% no caso do serviço de produção de cogumelos silvestres, rondarão os 34% no caso do serviço de produção de lenha e quase atingirão os 150% no caso do serviço de produção de madeira.

No caso do serviço de produção de madeira, verifica-se que os valores mais elevados também podem ser atingidos através do cenário de abandono das áreas agrícolas. Isto acontece porque, quer o cenário de expansão das florestas quer o cenário do abandono agrícola, têm em comum a alteração das ocupações agrícolas para ocupações florestais. Quando, através do cenário da expansão das florestas, os matos são convertidos em espaços florestais, passam a existir novas áreas de pinheiro-bravo que devido à sua jovem idade não têm ainda capacidade produtiva e, por isso, não influem no cálculo da produção de madeira.

**Tabela 24** – Variação da provisão e valor económico dos serviços de aprovisionamento, em função de cada cenário simulado (2006-2020).

<b>Serviço de aprovisionamento de cogumelos silvestres</b>	<b>Produção total (ton)</b>	<b>Produção média (ton/ha)*</b>	<b>Valor total (€)</b>	<b>Valor médio (€/ha)*</b>
Base (2006)	483.737,49	15,78	2.616.253,23	85,37
Expansão das áreas florestais (2020)	588.454,88	19,20	3.119.756,39	101,80
Expansão das áreas seminaturais (2020)	474.682,62	15,49	2.588.252,11	84,46
Abandono das áreas agrícolas (2020)	515.236,19	16,81	2.782.469,75	90,79

<b>Serviço de aprovisionamento de lenha</b>	<b>Produção total (ton)</b>	<b>Produção média (ton/ha)*</b>	<b>Valor total (€)</b>	<b>Valor médio (€/ha)*</b>
Base (2006)	101.115,23	3,30	10.111.523,17	329,95
Expansão das áreas florestais (2020)	135.209,49	4,41	13.520.949,30	441,20
Expansão das áreas seminaturais (2020)	84.861,19	2,77	8.486.119,33	276,91
Abandono das áreas agrícolas (2020)	104.685,32	3,42	10.468.532,21	341,59

<b>Serviço de aprovisionamento de madeira</b>	<b>Produção total (m<sup>3</sup>)</b>	<b>Produção média (m<sup>3</sup>/ha)*</b>	<b>Valor total (€)</b>	<b>Valor médio (€/ha)*</b>
Base (2006)	175.911,94	5,74	5.480.660,70	178,84
Expansão das áreas florestais (2020)	336.269,78	10,97	13.667.385,65	445,98
Expansão das áreas seminaturais (2020)	254.339,83	8,30	10.117.011,86	330,12
Abandono das áreas agrícolas (2020)	336.269,78	10,97	13.667.385,65	445,98

\*Com base na área da bacia superior do Rio Sabor = 30.648 ha.

O cenário da expansão das áreas seminaturais, devido à destruição de áreas de floresta (p. ex. incêndios florestais) e ao abandono dos terrenos agrícolas, é aquele que conduz a menores valores dos serviços de provisionamento. Comparativamente a 2006, a expansão dos matos em 2020 implicará um decréscimo de quase 2% na produção total de cogumelos silvestres, menos 16% de produção de lenha e menos 44,6% de produção de madeira. No que respeita ao valor económico dos serviços, comparativamente ao ano base de 2006, o cenário de expansão dos matos implicará um decréscimo de 1% no serviço de produção de cogumelos silvestres, cerca de 16% no serviço de produção de lenha e quase 85% no serviço de produção de madeira.

As consequências do cenário de expansão dos matos são menos acentuadas no caso do serviço de produção de cogumelos silvestres. Isto acontece porque algumas categorias de matos (estevais) têm uma importância acrescida em termos de produção de cogumelos silvestres, como se verificou em capítulos anteriores.

O cenário que simula o abandono das áreas agrícolas é aquele que conduz a valores intermédios da produção total e do valor económico, no serviço de produção de cogumelos silvestres e no serviço de produção de lenha. No caso do serviço de produção de madeira, o abandono das áreas agrícolas conduz a valores iguais aos obtidos com o cenário da expansão das florestas.

Os resultados obtidos permitem afirmar que o cenário mais favorável ao aumento da produção e do valor económico provenientes dos serviços de provisão de cogumelos silvestres, provisão de lenha e provisão de madeira é o que simula uma paisagem a evoluir no sentido da expansão das áreas de floresta. O cenário que simula o abandono agrícola, que se traduz no aumento das áreas de floresta (devido à florestação de terras agrícolas) e no aumento das áreas seminaturais (devido à colonização natural dos terrenos por espécies arbustivas), é igualmente favorável ao fornecimento dos serviços de provisionamento, embora de forma menos expressiva que no cenário da expansão da floresta, no caso dos serviços de provisão de cogumelos silvestres e provisão de lenha. O cenário menos favorável ao fornecimento de cogumelos silvestres, lenha e madeira é o que simula uma paisagem a evoluir no sentido da expansão das áreas seminaturais, sobretudo se essa expansão for à custa da conversão de áreas de floresta (p. ex. devido à ocorrência de incêndios florestais).

O trabalho desenvolvido por Sil (2014) para a mesma área de estudo, permitiu concluir que o cenário mais favorável ao sequestro de carbono na paisagem é o que simula a paisagem a evoluir no sentido da expansão das áreas de floresta. Os resultados obtidos

por Sil (2014) e os resultados obtidos no presente estudo, evidenciam a existência de possíveis sinergias entre os serviços de abastecimento analisados e o serviço de regulação climática de sequestro de carbono. Este aspecto é uma vantagem no que respeita à gestão dos ecossistemas e valorização conjunta dos serviços de abastecimento e de regulação. Portanto, seja através da conversão de áreas agrícolas abandonadas, pela evolução da regeneração natural de espécies arbóreas ou pela florestação de áreas de matos, a expansão das florestas é o cenário que mais favorece o fornecimento destes serviços de ecossistema na bacia superior do Rio Sabor.

A tendência de evolução da paisagem observada entre 1990 e 2006 sugere o aumento das áreas florestais e a diminuição das áreas agrícolas, agroflorestais e seminaturais. Esta tendência corresponde ao cenário de expansão da floresta, que se revelou o mais favorável ao fornecimento dos serviços de abastecimento e, também, ao serviço de sequestro de carbono (Sil 2014). No entanto, e como já havia sido salientado por Sil (2014), o aumento das áreas de floresta e a maior disponibilidade de biomassa, conjugadas com condições climáticas e topográficas favoráveis à ocorrência de incêndios, podem revelar-se uma ameaça ao fornecimento dos serviços de abastecimento (e de regulação como o sequestro de carbono) como é revelado pelo cenário de expansão das áreas seminaturais.

A expansão das áreas de floresta, a manter-se no futuro como mostra a tendência de evolução da paisagem entre 1990 e 2006, proporcionará acréscimos no fornecimento e valor económico dos serviços de provisão de cogumelos silvestres, provisão de lenha e provisão de madeira. No entanto, esta tendência de expansão da vegetação arbórea poderá conduzir a uma homogeneização da estrutura da paisagem com efeitos nos padrões de perturbação dos ecossistemas (p. ex. fogos florestais) e, conseqüentemente, na produção desses mesmos serviços. Como salientam Aguiar et al. (2009), o desenvolvimento de uma paisagem cultural complexa, com trechos de vegetação natural distribuídos em várias etapas sucessionais, em mosaico com agroecossistemas, em princípio diversificaria a oferta dos serviços de ecossistema desta região e tornaria a paisagem mais resiliente perante perturbações extremas.

## 6. Conclusões

A bacia superior do Rio Sabor, entre 1990 e 2006, sofreu alterações consideráveis em termos de uso e ocupação do solo que resultaram essencialmente da diminuição das áreas agrícolas e agroflorestais e do aumento expressivo das áreas de floresta.

A avaliação dos serviços de aprovisionamento (produção de cogumelos silvestres, produção agrícola, produção de lenha e produção de madeira) efetuada com base no uso atual (consumo ou procura) permitiu verificar que, entre 1990 e 2006, a provisão e o benefício económico provenientes destes serviços decresceram globalmente na área da bacia superior do Rio Sabor.

O serviço de produção de cogumelos silvestres foi o que sofreu uma variação negativa global menos acentuada, tendo-se estimado um decréscimo na provisão de 0,45% e nos benefícios económicos de 0,23%. Apenas nas áreas de floresta se obteve um aumento da provisão e do valor económico deste serviço. O género *Boletus* foi o que mais contribuiu para a produção e valor económico do serviço de provisão de cogumelos silvestres. As áreas mais produtivas estão situadas nas zonas norte e nordeste da bacia superior do Rio Sabor e correspondem às florestas puras de resinosas.

O serviço de produção agrícola foi aquele onde se estimaram decréscimos globais mais expressivos, tanto na provisão do serviço (-33%) como nos benefícios económicos (-46%). A freguesia de França obteve a diminuição mais acentuada na provisão do serviço, enquanto em Carragosa se observou o maior aumento. A freguesia de Rio de Onor foi aquela onde se observou o maior decréscimo do benefício económico e Bragança - Santa Maria foi a única que registou uma variação positiva. Verificou-se que em diversas freguesias onde se estimou um aumento no serviço de produção agrícola, ocorreu uma diminuição da área agrícola. As subproduções agrícolas associadas a estas variações positivas (p. ex. produção de carne e produção de mel) levam a supor que a diminuição da área agrícola poderá não conduzir, necessariamente, a uma diminuição do serviço de produção agrícola. A transição de áreas agrícolas para áreas florestais ou seminaturais poderá beneficiar algumas produções agrícolas dependentes destes espaços como sejam a produção de mel e a produção de carne de ovino ou caprino.

Para o serviço de provisão de lenha estimou-se uma diminuição de 23% em termos de quantidade fornecida e do valor económico providenciado. Os decréscimos foram mais acentuados nas freguesias situadas a norte da bacia superior do Rio Sabor, mais distantes da cidade de Bragança e menos povoadas. Os resultados sugerem que o aumento da população ocorrido nas freguesias periféricas à cidade de Bragança, poderá

ter contribuído para um acréscimo na procura do serviço de provisão de lenha. Os resultados obtidos não permitiram encontrar um padrão espacial entre a procura de lenha e a quantidade do serviço disponível na paisagem (oferta). Julga-se que este aspeto poderá estar relacionado com o facto dos dados de base não incluírem os cortes de lenha de carvalho-negral, o que levou à subestimação do contributo desta espécie para o fornecimento do serviço de produção de lenha.

O serviço de produção de madeira foi o único que sofreu uma variação positiva no período em estudo. Isto deve-se ao facto de não terem sido considerados cortes de madeira no ano de 1990 devido à idade jovem dos povoamentos. Tendo em conta a disponibilidade de madeira na paisagem, constata-se que a captura deste serviço na área em estudo é muito limitada e poderia ser ampliada e melhorada.

Os serviços de recreio (caça e pesca) obtiveram um acréscimo global do valor económico que, entre 1990 e 2006, aumentou quase 44%. Porém, em termos de procura do serviço caça estimou-se um decréscimo de 42%, enquanto a procura do serviço pesca teve um aumento de 42,5%.

A agregação dos valores económicos dos diversos serviços de ecossistema estudados, permitiu obter uma estimativa global de 10,5 milhões € em 1990 e 8,2 milhões € em 2006, o que corresponde a um decréscimo de 21,5% no valor económico agregado. A contribuição dos serviços de aprovisionamento para o benefício económico total é muito superior à contribuição dos serviços de recreio, em ambas as datas. Porém, enquanto a contribuição dos serviços de recreio obteve um acréscimo entre 1990 e 2006, a contribuição dos serviços de aprovisionamento sofreu um decréscimo.

A construção de cenários alternativos de evolução da paisagem para o período 2006 a 2020, permitiu verificar que o cenário que simula a expansão das florestas é o mais favorável ao aumento das produções e dos valores económicos fornecidos pelos serviços de aprovisionamento (produção de cogumelos silvestres, produção de lenha e produção de madeira). O cenário que simula o abandono agrícola é igualmente favorável ao fornecimento destes serviços, embora de forma menos expressiva que o cenário que simula a expansão das florestas. O aumento das áreas seminaturais é o cenário menos favorável a todos os serviços de aprovisionamento.

A tendência de evolução da paisagem observada entre 1990 e 2006 sugere o aumento das áreas florestais e a diminuição das áreas agrícolas e seminaturais. Esta tendência corresponde ao cenário de expansão das florestas que se revelou o mais favorável ao fornecimento e valor económico dos serviços de aprovisionamento. No entanto, esta

tendência de expansão das áreas florestais poderá tornar a paisagem mais homogênea e menos resiliente a perturbações extremas (p. ex. incêndios florestais). O desenvolvimento de uma paisagem estruturalmente complexa onde estejam presentes as várias etapas sucessionais da vegetação natural em mosaico com agroecossistemas, poderá ser a melhor opção em termos de diversificação da oferta dos serviços de ecossistema e, simultaneamente, em termos de resiliência da paisagem.

O mapeamento dos diversos serviços de ecossistema, conjugado com a avaliação biofísica e económica, pode assim ser uma ferramenta de grande utilidade para definir ações de gestão direcionadas para o fornecimento de determinado(s) serviço(s) na área da bacia superior do Rio Sabor. Este tipo de análise permite identificar os locais de máximo fornecimento dos serviços de ecossistema, as sinergias ou incompatibilidades entre serviços e as preferências dos beneficiários. Estas questões são especialmente relevantes em áreas de montanha e, ainda mais, quando inseridas em espaços naturais protegidos como é o caso de grande parte da bacia superior do Rio Sabor.

## 7. Bibliografia

- Aguiar C.F.G. (2001). *Flora e vegetação da Serra da Nogueira e do Parque Natural de Montesinho*. Tese de Doutoramento em Engenharia Agronómica, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Aguiar C., Rodrigues O., Azevedo J. & Domingos T. (2009). Montanha. In Pereira H.M, T. Domingos, L. Vicente e V. Proença (eds.) *Ecosistemas e Bem-Estar Humano: Avaliação para Portugal do Millennium Ecosystem Assessment*. pp. 295-339. Escolar Editora, Lisboa.
- Alcamo J. [et al.] (2003). *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington DC.
- Almeida J.A.G. (2013). *Os serviços dos ecossistemas na valorização dos espaços agrícolas: perspetivas gerais e aplicação a um território rural de montanha*. Dissertação de Mestrado em Ciências e Tecnologia do Ambiente, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- Almendra L. (1996). *A cabra serrana transmontana - origem, caracterização da raça e sistemas de produção*. Direcção Regional de Agricultura de Trás-os-Montes, Mirandela. In Sociedade Portuguesa de Ovinotecnia e Caprinotecnia - <http://www.ovinosecaprinos.com/>.
- Amaral S. & Ferreira M.T. (2010). Caracterização da pesca recreativa nas águas interiores em Portugal Continental – pesca lúdica e desportiva. In *Pesca Desportiva em Albufeiras do Centro e Sul de Portugal: Contribuição para a redução da eutrofização*. Instituto Superior de Agronomia, Autoridade Florestal Nacional, II.1-II.34.
- Amorós J.M. (2004). Métodos de preferencias reveladas y declaradas en la valoración de impactos ambientales. *Ekonomiaz* 57 (3): 12-29.
- Andrade D.C. & Romeiro A.R. (2009). *Serviços ecossistémicos e sua importância para o sistema económico e o bem-estar humano*. Texto para Discussão. N.º 15. IE/Unicamp, Campinas, 45 pp.
- Andrade D.C. (2010). *Modelagem e valoração de serviços ecossistémicos: uma contribuição da economia ecológica*. Tese Doutoramento, Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia.
- Atkinson G., Bateman I. & Mourato S. (2012). Recent advances in the valuation of ecosystem services and biodiversity. *Oxford Review of Economic Policy* 28 (1): 22–47.
- Azevedo J.C. (1989). *Inventário de macrofungos em povoamentos de Castanea sativa em Trás-os-Montes*. Relatório final de estágio de Licenciatura em Engenharia Florestal, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.
- Azevedo J., Castro J.P., Pinheiro H., Moreira C., Magalhães S., Loureiro C. & Fernandes P.M. (2011). Dinâmica e serviços da paisagem no Nordeste de Portugal. In Neto J.A.F, Enlof C.J. & Gonçalves R.L. (Org.) *Desenvolvimento Rural, Sustentabilidade e Ordenamento Territorial*. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa.
- Azevedo J.C. (2012). *Florestas, Ambiente e Sustentabilidade – Uma abordagem centrada nos serviços de ecossistemas das florestas do Distrito de Bragança*. Academia das Ciências de Lisboa, Lisboa, 19 pp.
- Balmford A., Bruner A., Cooper P., Costanza R., Farber S., Green R.E., Jenkins M., [et al.] (2002). Ecology - economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297: 950–953.

- Balteiro L.D., Álvarez Nieto A. & Oria de Rueda S. (2003). Integración de la producción fúngica en la gestión forestal. Aplicación al monte "Urcido" (Zamora). *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 12 (1): 5-19.
- Baptista P., Rodrigues P., Sousa M.J., Fernandes M., Martins A., Rodrigues A.P., Dias R. & Borges A. (2005). Estudo da comunidade macrofúngica associada a souto (*Castanea sativa*), pinhal (*Pinus pinaster*) e carvalhal (*Quercus pyrenaica*), no Nordeste Transmontano. In *Atas do 5.º Congresso Florestal Nacional*, Viseu.
- Baral H., Keenan R.J., Stork N.E. & Kasel S. (2014). Measuring and managing ecosystem goods and services in changing landscapes: a south-east Australian perspective. *Journal of Environmental Planning and Management* 57 (7): 961-983.
- Barbosa J.C.B.C. (1993). *Pastores, rebanhos de ovinos e pastoreio. Que futuro para o sistema tradicional de exploração?* Dissertação de Mestrado em Extensão e Desenvolvimento Rural, Departamento de Economia e Sociologia, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.
- Barbosa, P.M.V.A. (1994). *Inventário de macrofungos em castiçais, pinhais e sobreirais de Trás-os-Montes*. Relatório final de estágio de Licenciatura em Engenharia Agrícola, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.
- Barrote S. (1998). *Organização de um herbário de macromicetas na Escola Superior Agrária de Bragança*. Relatório final de estágio de licenciatura em Engenharia Florestal, Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança.
- Bastos M.F.R.P. (2008). *A caça através do tempo em Portugal: das origens aos finais do século XX*. 522 pp.
- Bateman I.J., Mace G.M., Fezzi C., Atkinson G. & Turner K. (2011a). Economic analysis for ecosystem service assessments. *Environmental and Resource Economics* 48 (2): 177 - 218.
- Bateman I., Abson D., Beaumont N., Darnell A., Fezzi C., Hanley N., Kontoleon A., Maddison D., Morling P., Morris J., Mourato S., Pascual U., Perino G., [et al.] (2011b). Economic values from ecosystems (Chapter 22). In: *The UK National Ecosystem Assessment Technical Report*. UK National Ecosystem Assessment, UNEP-WCMC, Cambridge, 1067-1152.
- Berraondo I., Herrero C., de la Parra B., Olaizola J., Pando V. & Oria de Rueda J.A. (2009). Modelización de la producción de *Tricholoma portentosum* (Fr.) Qué. en masas de *Pinus sylvestris* L. *5.º Congreso Forestal Español - Montes y sociedad: Saber qué hacer*. Sociedad Española de Ciencias Forestales, Junta de Castilla y León.
- Bilgic A., Florkowski W.J., Yoder J. & Schreiner D.F. (2008). Estimating fishing and hunting leisure spending shares in the United States. *Tourism Management* 29: 771-782.
- Bishop R. & Welsh M. (1992). Existence values in benefit-cost analysis and damage assessment. *Land Economics* 68: 405-417.
- Blanco J.M.R. (2013). ¿Quién debería pagar por los servicios de los ecosistemas? *6.º Congreso Forestal Español*. Montes: Servicios y desarrollo rural. Sociedad Española de Ciencias Forestales. ISBN: 978-84-937964-9-5.
- Bonet J.A., González-Olabarria J.R. & Martínez de Aragón J. (2014). Mushroom production as an alternative for rural development in a forested mountainous area. *Journal of Mountain Science* 11(2): 535-543.
- Boyd J. & Banzhaf S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63: 616-626.

- Branco S. (2003). *Macrofungos no Parque Natural de Montesinho – Estudo preliminar de inventariação e caracterização*. Documento interno, Parque Natural de Montesinho, Bragança.
- Brown T.C., Bergstrom J.C. & Loomis J.B. (2007). Defining, valuing and providing ecosystem goods and services. *Natural Resources Journal* 47 (2): 329-376.
- Cai M., Pettenella D. & Vidale E. (2011). Income generation from wild mushrooms in marginal rural areas. *Forest Policy and Economics* 13: 221-226.
- Calama R., Tomé M., Sánchez-González M., Miina J., Spanos K. & Palahí M. (2010). Modelling non-wood forest products in Europe: a review. *Forest Systems* 19: 69-85.
- Carta Administrativa Oficial de Portugal (CAOP) (2014). Versão 2008.1, Direção-Geral do Território. [http://www.dgterritorio.pt/cartografia\\_e\\_geodesia/cartografia/](http://www.dgterritorio.pt/cartografia_e_geodesia/cartografia/) (acedido em 2015).
- Carvalho J.P. (coord.) (2005). *O Carvalho-negral*. Publicação realizada no âmbito do Programa Agro, Medida 8.1. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real. ISBN 972-669-624-0.
- Christie M., Fazey I., Cooper R., Hyde T. & Kenter J.O. (2012). An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies. *Ecological Economics* 83: 67–78.
- Costanza R., D'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B. [et al.] (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387 (6630): 253-260.
- Cowling R.M., Egoh B., Knight A.T., O'Farrell P.J., Reyers B., Rouget M., Roux D.J., Welz A. & Wilhelm-Rechman A. (2008). An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105 (28): 9483-9488.
- Cristeche E. & Penna J.A. (2008). Métodos de valoración económica de los servicios ambientales. *Estudios Socioeconómicos de la Sustentabilidad de los Sistemas de Producción y Recursos Naturales* (nº 3). Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina.
- Crossman N.D. & Bryan B.A. (2009). Identifying cost-effective hotspots for restoring natural capital and enhancing landscape multifunctionality. *Ecological Economics* 68 (3): 654–668.
- Daily G. (1997). *Nature's Services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press. Washington, DC.
- Daily G.C., Söderqvist T., Aniyar S., Arrow K. [et al.] (2000). The value of nature and the nature of value. *Science* 289 (5478): 395-396.
- de Frutos P., Martíne Peña F., Ortega Martínez P. & Esteban S. (2009). Estimating the social benefits of recreational harvesting of edible wild mushrooms using travel cost methods. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 18(3): 235-246.
- de Groot R.S. (1992) *Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making*. Wolters-Noordhoff, Groningen.
- de Groot R.S., 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 Groot R.S. (2006). Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75 (3–4): 175-186.

- de Groot R.S., Fisher B. & Christie M. [et al.] (2010). Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation (Chapter 1). In: *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London.
- de Groot R., Brander L., van der Ploeg S., Costanza R., Bernard F., Braat L., Christie M. [et al.].(2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1 (1): 50–61.
- Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) (2007). *An introductory guide to valuing ecosystem services*. London, UK.
- Direção-Geral das Florestas (DGF) (s.d.). *Pescadores*. <http://www.drapc.min-agricultura.pt/base/documentos/pescadores.pdf> (acedido em 2015).
- Direção-Geral dos Recursos Florestais (DGRF) (2006). *Estratégia Nacional para as Florestas*. Documento final. <http://www.icnf.pt/portal/icnf/docref/enf-historico#enf> (acedido em 2015).
- Duro M.R.G. (2008). *Vendas de madeira nos perímetros florestais do Barroso-Padrela – Factores relevantes na formação do preço*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Florestal, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.
- Egoh B., Drakou E.G., Dunbar M.B., Maes J. & Willemen L. (2012). *Indicators for mapping ecosystem services: a review*. Joint Reserch Centre Scientific and Policy Reports, European Commission.
- Eigenbrod F., Armsworth P.R., Anderson B.J., Heinemeyer A., Sillings S., Roy D.B., Thomas C.D. & Gaston K.J. (2010). The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology* 47 (2): 377–385.
- Farley J. (2008). The role of prices in conserving critical natural capital. *Conservation Biology* 22 (6): 1399-1408.
- Ferreira, V.I. (2004). *Inventário e caracterização de povoamentos de Pinus nigra no baldio de Vila Meã (Parque Natural de Montesinho) – Contribuição para a elaboração de um Plano de Gestão*. Trabalho de fim de Curso em Engenharia Florestal. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança, Bragança.
- Ferreira H. (2008). *Matriz Energética do Nordeste Transmontano: uma ferramenta contra as alterações climáticas*. Versão para discussão pública. Escola Superior de Biotecnologia da Universidade Católica/Resíduos do Nordeste, Porto.
- Ferreira M.T. (coord), Franco A., Amaral S., Neves R. & Brito D. (2010). *Pesca Desportiva em Albufeiras do Centro e Sul de Portugal: Contribuição para a redução da eutrofização por biomanipulação*. Relatório Final de Protocolo de Investigação. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa/ADISA, Lisboa.
- Fisher B. & Turner R.K. (2008). Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation* 141 (5): 1167-1169.
- Fisher B., Turner R.K. & Morling P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68: 643-653.
- Fisher B., Bateman I. & Turner R.K. (2011). Valuing ecosystem services: benefits, values, space and time. *Ecosystem Services Economics*. Working Paper Series n.º 3. Division of Environmental Policy Implementation, The United Nations Environment Programme.

- Gabinete de Planeamento e Políticas (GPP) (2011). *Valores de Produção Padrão 2007 (quinquénio 2005-2009)*. Gabinete de Planeamento e Políticas, Direção de Serviços de Estatística Metodologia e Estudos, Lisboa.
- Garcia M.M., Carvalheira M. & Azevedo J.C. (2006). Contribuição para a caracterização da recolha comercial de macrofungos comestíveis no distrito de Bragança. *Anais da Associação Micológica A Pantorra* 6: 141-153.
- García A.L. (2008). El aprovechamiento micológico como vía de desarrollo rural en España: las facetas comercial y recreativa. *Anales de Geografía* 28: 111-136.
- García-Nieto A.P., Llorente M.G., Arandia I.I. & López B.M. (2013). Mapping forest ecosystem services: From providing units to beneficiaries. *Ecosystem Services* 4: 126-138.
- Gobbi J.A. (2011). Pago por servicios ambientales: qué son y cómo funcionan?. In: Laterra et al. (eds.), *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Argentina, 295-314.
- Gómez-Baggethun E. & de Groot R. (2007). Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. *Ecosistemas* 16 (3): 4-14.
- Gómez-Baggethun E., de Groot R., Lomas P.L. & Montes C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69: 1209–1218.
- Gonçalves D.A. (1985). *Contribuição para o estudo do clima da bacia superior do Rio Sabor*. Tese de Doutoramento, IUTAD, Vila Real.
- Guerra C., Metzger M.J., Honrado J. & Alonso J. (2013). A spatially explicit method for a priori estimation of field survey effort in environmental observation networks. *International Journal of Geographical Information Science* 27: 2077-2098.
- Guerra C., Pinto-Correia M.T. & Metzger M.J. (2014). Mapping soil erosion prevention using an ecosystem service modelling framework for integrated land management and policy. *Ecosystems* 17: 264-273.
- Haines-Young R.H. & Potschin M.B. (2009). *Methodologies for defining and assessing ecosystem services*. Final Report, JNCC, Project Code C08-0170-0062, 69 pp.
- Haines-Young R. & Potschin M. (2013). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)*. Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract n.º EEA/IEA/09/003.
- Häyhä T. & Franzese P.P. (2014). Ecosystem services assessment: A review under an ecological-economic and systems perspective. *Ecological Modelling* 289: 124-132.
- Häyhä T., Franzese P.P., Paletto A. & Fath B.D. (2015). Assessing, valuing, and mapping ecosystem services in Alpine forests. *Ecosystem Services* 14: 12-23.
- Hein L., van Koppen K., de Groot R.S. & van Ierland E. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57: 209-228.
- Hermann A., Schleifer S. & Wrбка T. (2011). The concept of ecosystem services regarding landscape research: a review. *Living Reviews in Landscape Research* 5 (1).
- Instituto de Conservação da Natureza (ICN) (2001). *Conservação, valorização e comercialização de cogumelos silvestres*. Relatório Interno, Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.

- Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) (2014). *Sistema de Informação de Caça*. Base de Dados Interna.
- Instituto Geográfico Português (IGP) (2010). *Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental para 2007 (COS2007)*. Instituto Geográfico Português, Lisboa.
- Instituto Nacional de Estatística (INE) (1989). *Recenseamento Geral Agrícola 1989*. Dados disponibilizados por freguesia e categoria animal e vegetal. Instituto Nacional de Estatística, Lisboa.
- Instituto Nacional de Estatística (INE) (1991, 2001 e 2011). *Censos Populacionais de 1991, 2001 e 2011*, Lisboa.
- Instituto Nacional de Estatística (INE) (1996, 2009). *Inquérito ao Gado Abatido e Aprovado para Consumo*. Peso médio de gado abatido e aprovado para consumo, por categoria, região agrária e ano (1996 e 2009). Instituto Nacional de Estatística, Lisboa.
- Instituto Nacional de Estatística (INE) (2009). *Recenseamento Agrícola 2009*. Dados disponibilizados por freguesia e categoria animal e vegetal. Instituto Nacional de Estatística, Lisboa.
- Instituto Nacional de Estatística (INE) (2015). Índice de Preços do Consumidor IPC.
- Instituto Politécnico de Bragança/Instituto da Conservação da Natureza (IPB/ICN) (2007). *Relatório de caracterização do Plano de Ordenamento do Parque Natural de Montesinho*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Bragança.
- Khaiter P.A. & Erechtkhoukova M.G. (2010). A model-based quantitative assessment of ecosystem services in the scenarios of environmental management. *Proceedings of International Congress on Environmental Modelling and Software 2010*, Ottawa, Canada.
- Kovalčík M. (2014). Value of forest berries and mushrooms picking in Slovakia's forests. *Beskydy* 7 (1): 39-46.
- Krieger D.J. (2001). *The Economic Value of Forest Ecosystem Services: A review*. The Wilderness Society, Washington, DC.
- Lattera P., Castellarini F. & Orúe E. (2011). Ecoser: un protocolo para la evaluación biofísica de servicios ecosistémicos y la integración con su valor social. In: Lattera et al. (eds): *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Argentina.
- Lopes A.A.V. (2012). *Estudo da dieta do Coelho-Bravo e Lebre-Ibérica em Trás-os-Montes: Influência da alimentação na estratégia reprodutora*. Tese de Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Gestão de Recursos Florestais. Escola Superior Agrária de Bragança, Instituto Politécnico de Bragança.
- Lopes G. (2015). *30 anos de ordenamento cinegético em Portugal: Evolução e caracterização do setor*. Ciclo de Palestras "Encontros com o ICNF". ICNF, Lisboa.
- Madureira L., Magalhães P., Silva P.G., Marinho C. & Oliveira R. (2013). *Economia dos serviços de ecossistema – Um guia para conhecer e valorizar serviços de agroecossistemas em áreas protegidas de montanha*. Quercus – Associação Nacional de Conservação da Natureza, Lisboa.

Maes J., Teller A., Erhard M. [et al.] (2013). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Marta-Pedroso C., Laporta L., Proença V., Azevedo J.C. & Domingos T. (2014). Changes in the ecosystem services provided by forests and their economic valuation: a review (Chapter 5). In: Azevedo J.C. et al. (eds.), *Forest Landscapes and Global Change – Challenges for Research and Management*. Springer Science Business Media, New York, pp 107-137.

Martínez de Aragón J., Bonet J.A., Fischer C.R. & Colinas C. (2007). Productivity of ectomycorrhizal and selected edible saprotrophic fungi in pine forests of the pre-Pyrenees mountains, Spain: Predictive equations for forest management of mycological resources. *Forest Ecology and Management* 252: 239-256.

Martínez de Aragón J., Riera P., Giergiczny M. & Colinas C. (2011). Value of wild mushroom picking as an environmental service. *Forest Policy and Economics* 13: 419–424.

Martínez-Peña F., Oria de Rueda J.A. & Ágreda T. (coord.) (2011). *Manual para la gestión del recurso micológico forestal en Castilla y León*. Junta de Castilla y León, Zamora.

Martínez-Peña F., Ágreda T., Águeda B., Ortega-Martínez P. & Fernández-Toirán L.M. (2012a). Edible sporocarp production by age class in a scots pine stand in Northern Spain. *Mycorrhiza* 22: 167-174.

Martínez-Peña F., de Miguel S., Pukkala T., Bonet J.A., Ortega-Martínez P., Aldea J. & Martínez de Aragón J. (2012b). Yield models for ectomycorrhizal mushrooms in *Pinus sylvestris* forests with special focus on *Boletus edulis* and *Lactarius* group *deliciosus*. *Forest Ecology and Management* 282: 63-69.

Martín-Pinto P., Vaquerizo H., Peñalver F., Olaizola J. & Oria-de-Rueda J.A. (2006). Early effects of a wildfire on the diversity and production of fungal communities in Mediterranean vegetation types dominated by *Cistus ladanifer* and *Pinus pinaster* in Spain. *Forest Ecology and Management* 225: 296–305.

Martins A., Baptista P., Sousa M.J., Meireles T. & Pais M.S. (2002). Edible mycorrhizal fungi associated with *Castanea sativa* Mill. trees in the Northeast of Portugal. *Proceedings of the Second International Workshop on Edible Mycorrhizal Fungi*. Eds. Ian Hall, Wang Yun, Eric Danell and Alessandra Zambonelli. ISBN 0-478-10828-X.

Martins, N.M.S. (2005). *Contribuição para um plano de gestão florestal do baldio de Vila Meã (Parque Natural de Montesinho)*. Relatório final de estágio de Licenciatura em Engenharia Florestal. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança, Bragança.

Martins A.R.L., Rodrigues A.P. & Borges A.J. (2008). *Demonstração do papel dos macrofungos na vertente agronómica, económica e ambiental no Nordeste Transmontano. Aplicação à produção de plantas de castanheiro, pinheiro e carvalho*. Relatório Final do Programa Agro, Medida 8, Ação 8.1., Projeto 689. Escola Superior Agrária de Bragança, Parque Natural de Montesinho, Arborea.

Meireles M.T. (1997). *Inventário e isolamento dos macromicetas de um castiçal do distrito de Bragança*. Relatório final de estágio em Gestão de Recursos Florestais, Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico Bragança.

Meneses A.F.C. (1990). *Inventário de cogumelos em soutos e castiçais de Trás-os-Montes*. Relatório final de estágio de licenciatura em Engenharia Florestal, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.

- Metzger M.J., Schröter D., Leemans R. & Cramer W. (2008) A spatially explicit and quantitative vulnerability assessment of environmental change in Europe. *Regional Environmental Change* 8: 91-107.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT) (2003). *Guía metodológica para la valoración económica de bienes, servicios ambientales y recursos naturales*. Grupo de Análisis Económico e Investigación.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2010). *Panorama da Biodiversidade Global 3*. Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, 94 pp.
- Miranda F.J.V. (2012). *A Pesca Lúdica e Desportiva no Nordeste Transmontano (Bacia do Douro, Portugal)*. Dissertação de Mestrado em Gestão de Recursos Florestais, Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança, Bragança.
- Montero G., Ruiz-Peinado & Muñoz M. (2005). *Producción de biomasa y fijación de CO<sub>2</sub> por los bosques españoles*. Monografías INIA. Serie Forestal n.º 13-2005.
- Moreira C.A.S. (2008). *Alteração da Paisagem e Comportamento do Fogo na Freguesia de França, Bragança*. Dissertação de Mestrado em Gestão e Conservação da Natureza. Universidade dos Açores, Escola Superior Agrária de Bragança, Bragança.
- Morse-Jones S., Luisetti T., Turner R.K. & Fisher B. (2011). Ecosystem valuation: some principles and a partial application. *Environmetrics* 22: 675-685.
- Nagasaka K. (2013). *Comparative economic value estimation of matsutake mushroom and timber production in Swedish Scots pine forest*. Swedish University of Agricultural Sciences, Master Thesis in Forest Management, Southern Swedish Forest Research Centre.
- Nelson E., Mendoza G., Regetz J., Polasky S., Tallis H. [et al.] (2009). Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1): 4-11.
- Ojea E., Martín-Ortega J. & Chiabai A. (2012). Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: the case of forest water services. *Environmental Science & Policy* 19-20: 1-15.
- Oria de Rueda J.A., Olaizola J., Fraile R. & Martín-Pinto P. (2009). Producción de *Boletus* asociados a matorrales de cistáceas en el Noroeste de España. *Atas de 5.º Congresso Forestal Español. Sociedad kmiiEspañola de Ciencias Forestales*.
- Oria de Rueda J.A., Hernández-Rodríguez M., Martín-Pinto P., Pando V. & Olaizola J. (2010) Could artificial reforestarions provide as much production and diversity of fungal species as natural forest stands in marginal mediterranean areas?. *Forest Ecology Management* 260:171-180.
- Ortega-Martínez P. & Martínez-Peña F. (2008). A sampling method for estimating sporocarps production of wild edible mushrooms of social and economic interest. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 17(3): 228-237.
- Palahí M., Birot Y., Bravo F. & Gorriz E. (eds.) (2009). *Modelling, valuing and managing mediterranean forest ecosystems for non-timber goods and service*. European Forest Institute Proceedings n.º 57.
- Paruelo J.M. (2011). Valoración de servicios ecosistémicos y planificación del uso del território. Es necessário falar de dinheiro? In: Laterra et al. (eds), *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamento territorial*. Instituto Nacional de

Tecnologia Agropecuaria, Ministerio de Agricultura, Ganaderia y Pesca, Argentina, pp 121 – 139.

Pearce D.W. (1993). *Economic values and the natural world*. MIT Press, Cambridge, MA.

Penna J.A., de Prada J. D. & Cristeche E. (2011). Valoración económica de los servicios ambientales: teoría, métodos y aplicaciones. In: Littera et al. (eds.), *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Ministerio de Agricultura, Ganaderia y Pesca, Argentina, pp. 85-119.

Pimentel D., Wilson C., McCullum C., Huang R., Dwen P., Flack J., Tran Q., Saltman T. & Cliff B. (1997). Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience* 47 (11): 747-757.

Pinheiro H., Castro J.P., Azevedo J. (2014). Alterações na paisagem e sequestro de carbono na freguesia de Deilão, nordeste de Portugal. *Revista Árvore* 38(1): 41-52.

Pinheiro H.M.P. (2009). *Alteração do uso do solo e stocks de carbono na freguesia de Deilão, Bragança*. Dissertação de Mestrado em Gestão de Recursos Florestais, Instituto Politécnico de Bragança, Escola Superior Agrária de Bragança, Bragança.

Pires, C. (1998). Inventário e caracterização das áreas ocupadas por resinosas no Parque Natural de Montesinho (zona oriental). Relatório final de estágio de Licenciatura em Engenharia Florestal. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.

Possacos A.S. (2008). *Influência de manchas de azinhal na dinâmica espacial de fogos florestais*. Dissertação de Mestrado em Gestão e Conservação da Natureza. Universidade dos Açores, Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança.

PROF-N (2005). *Plano Regional de Ordenamento Florestal do Nordeste*. Direcção-Geral de Recursos Florestais, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Nordeste Rural.

Puratich H.F. & Villanueva J.V.O. (2014). Cuantificación de biomasa y valor energético de renovales de *Quercus ilex* en condiciones mediterráneas. *Bosque* 35(1): 65-74.

Ramos M.A.B. (2008). *Matos do Parque Natural de Montesinho - erosão hídrica e dinâmica do Carbono: um estudo à micro-escala com simulação de chuva*. Dissertação de Mestrado em Gestão e Conservação da Natureza. Universidade dos Açores, Instituto Politécnico de Bragança.

Remme R.P., Edens B., Schröter M. & Hein L. (2015). Monetary accounting of ecosystem services: A test case for Limburg province, the Netherlands. *Ecological Economics* 112: 116-128.

Ribeiro S.C., Azevedo J.C., Guerra C., Proença V., Santos C.C., Pôças I., Correia T.P. & Honrado J.P. (2011). Condições e tendências recentes dos serviços de ecossistema florestal no Norte de Portugal. In *Florestas do Norte de Portugal – história, ecologia e desafios de gestão*. InBio – Rede de Investigação em Biodiversidade e Biologia Evolutiva, Porto, 206-247.

Rodrigues A.M., Guimarães J. & Oliveira C. (2012). Rentabilidade das explorações leiteiras em Portugal - dados técnicos e económicos. *Livro de Resumos - V Jornadas de Bovinicultura*, IAAS-UTAD, Vila Real, pp. 109-129.

Romão P., Bernardes M., Carolino N. & Branco-Pardal P. (2005). Inseminação artificial em caprinos de raça Serrana: análise de parâmetros reprodutivos. *Atas do XV Congresso de Zootecnia* : 230-234.

- Rosa J.L.N. (2006). *Efeitos dos ungulados bravios na agricultura e floresta no Parque Natural de Montesinho - O Caso da Zona de Caça Nacional da Lombada*. Dissertação de Dissertação em Gestão e Conservação da Natureza. Universidade dos Açores, Instituto Politécnico de Bragança.
- Rosas C., Teixeira R., Mendes A.C., Valada T., Sequeira E., Teixeira C. & Domingos T. (2009). Agricultura. In Pereira H.M, T. Domingos, L. Vicente e V. Proença (eds.) *Ecossistemas e Bem-Estar Humano: Avaliação para Portugal do Millennium Ecosystem Assessment*. pp. 213-249. Escolar Editora, Lisboa.
- Saarikoski H., Jax K., Harrison P.A., Primmer E., Barton D.N., Mononen L., Vihervaara P. & Furman E. (2015). Exploring operational ecosystem service definitions: The case of boreal forests. *Ecosystem Services* 14: 144-157.
- Sales Luis J.F. & Fonseca T.F. (2004). The allometric model in the stand density management of *Pinus pinaster* Ait. in Portugal. *Annals of Forest Science* 61: 807–814.
- Santos, J.M.L., Ribeiro P.F., Gonçalves A.C. & Oliveira I. (2006). A pesca desportiva em águas interiores. Análise sócio-económica (Cap. 6). In *Estudo Estratégico para a Gestão das Pescas Continentais*. PAMAF Medida 4 - IED, Ação 4.4 - Estudos Estratégicos. Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.
- Santos J.L. (2009). *O valor não lenhoso da floresta portuguesa*. Seminário Internacional Floresta, Sustentabilidade e Prosperidade. Grupo Portucel-Soporcel, Lisboa.
- Santos J.L., Carvalho C.R., Canadas M.J., Novais A.M. Gordinho L. & Horta A. (2015). *Estudo sobre o Valor das Taxas de Concessão de Zonas de Caça*. Relatório Final. ICNF, Instituto Superior de Agronomia e ERENA, Lisboa.
- Sharma B., Rasul G. & Chettri N. (2015). The economic value of wetland ecosystem services: Evidence from the Koshi Tappu Wildlife Reserve, Nepal. *Ecosystem Services* 12: 84-93.
- Sil A.F.R.P.C. (2014). *Alterações da paisagem e serviços de ecossistema: Quantificação e valoração do sequestro de carbono na bacia superior do Rio Sabor*. Dissertação de Mestrado em Gestão de Recursos Florestais. Instituto Politécnico de Bragança, Escola Superior Agrária, Bragança.
- Sousa R.M.L. (2012). *Avaliação Experimental da Estabilidade Dimensional de Elementos em Pinho Bravo e Madeira Tratada Termicamente*. Dissertação de Mestrado em Construção e Reabilitação Sustentáveis. Universidade do Minho.
- TEEB (2008). *A economia dos ecossistemas e da biodiversidade – Um relatório preliminar*. European Communities, Cambridge.
- TEEB (2010). Kumar P. (Ed.) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earthscan. London.
- TEEB (2013). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Guidance Manual for TEEB Country Studies*. Version 1.0.
- Thorsen B.J., Mavsar R., Tyrväinen L., Prokofieva I. & Stenger A. (eds.) (2014). *The Provision of Forest Ecosystem Services - Vol II. What Science Can Tell Us*. European Forest Institute.
- Turner R.K., Paavola J., Cooper P., Farber S., Jessamy V. & Georgiou S. (2003). Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics* 46: 493-510.
- Turtiainen M. & Nuutinen T. (2012). Evaluation of information on wild berry and mushroom markets in european countries. *Small-scale Forestry* 11: 131-145.

Vallés-Planells M., Galiana F. & Van Eetvelde V. (2014). A classification of landscape services to support local landscape planning. *Ecology and Society* 19 (1): 44.

Vieira S.C.R. (2011). *O Rio Vez - ordenamento aquícola e a gestão sustentável da espécie piscícola Salmo trutta*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia e Sustentabilidade dos Sistemas Florestais. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco.

Wallace K.J. (2007). Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139 (3-4): 235-246.

Wilson M.A. & Carpenter S.R. (1999). Economic valuation of freshwater ecosystem services in the United States: 1971-1997. *Ecological Applications* 9 (3): 772-783.

Xavier R. (1999). *Elaboração de uma tabela de volume para Quercus pyrenaica Willd. no PNM e estimativa do volume da espécie*. Relatório final de estágio de Licenciatura em Engenharia Florestal. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.

Zhang W., Ricketts T.H., Kremen C., Carney K. & Swinton S.M (2007). Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64(2): 253-260.

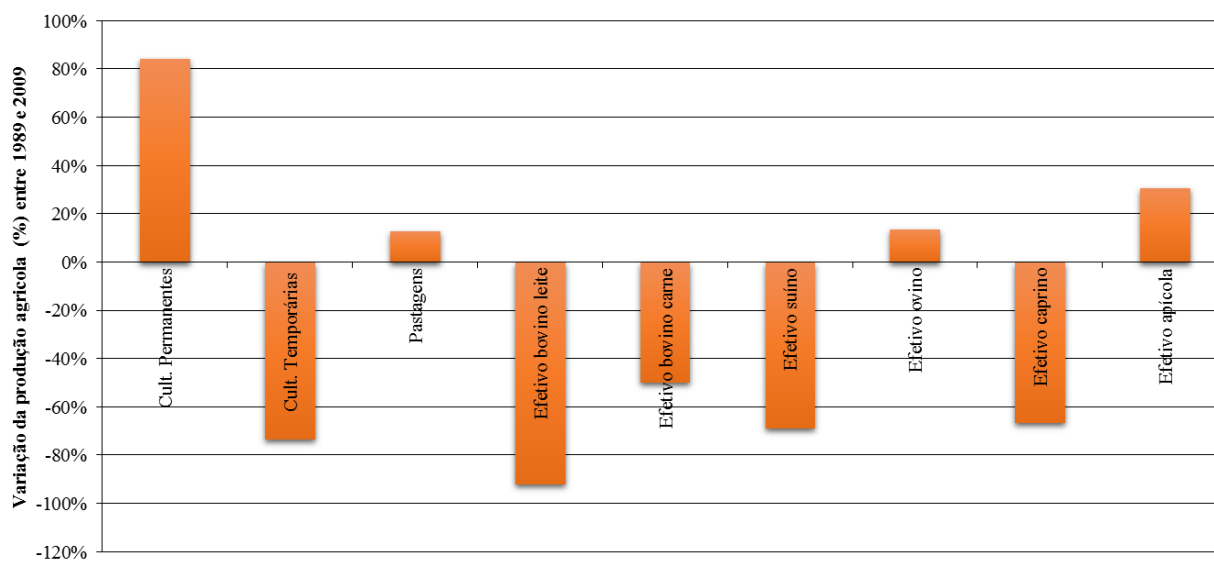
## **8. Anexos**



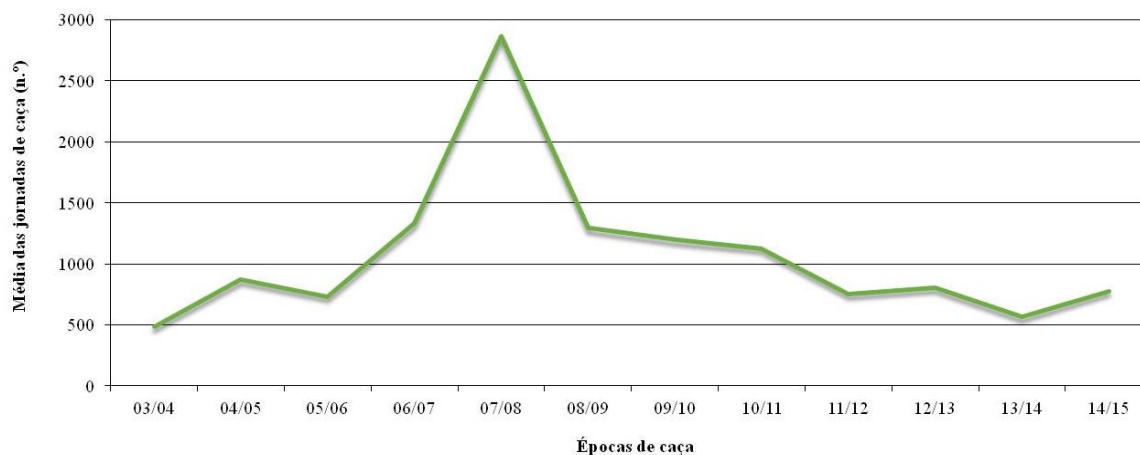
**Anexo I** - Dados relativos à estrutura das explorações agrícolas (número e superfície agrícola utilizada), em 1989 e 2009, nas freguesias abrangidas pela bacia superior do Rio Sabor. Dados obtidos no *site* oficial do Instituto Nacional de Estatística (INE), Recenseamentos Agrícolas de 1989 e 2009.

Freguesias	1989			2009			Variação %	
	SAU (ha)	N.º Expl.	SAU média (ha)	SAU (ha)	N.º Expl.	SAU média (ha)	SAU	N.º Expl.
Alfaião	803	77	10,4	559	63	8,9	-30%	-18%
Aveleda	1246	118	10,6	593	73	8,1	-52%	-38%
Babe	1330	102	13,0	817	78	10,5	-39%	-24%
Baçal	2650	138	19,2	1470	127	11,6	-45%	-8%
Bragança Sta Maria	390	38	10,3	584	69	8,5	50%	82%
Bragança Sé	330	30	11,0	212	39	5,4	-36%	30%
Carragosa	834	73	11,4	812	71	11,4	-3%	-3%
Castro de Avelãs	1073	83	12,9	787	62	12,7	-27%	-25%
Deilão	1414	89	15,9	979	70	14,0	-31%	-21%
Donai	934	87	10,7	633	74	8,6	-32%	-15%
Espinhosela	1512	137	11,0	918	134	6,8	-39%	-2%
França	641	83	7,7	238	55	4,3	-63%	-34%
Gimonde	654	76	8,6	436	64	6,8	-33%	-16%
Gondesende	729	68	10,7	408	54	7,5	-44%	-21%
Meixedo	732	68	10,8	405	64	6,3	-45%	-6%
Milhão	1242	82	15,1	1028	73	14,1	-17%	-11%
Rabal	634	79	8,0	489	56	8,7	-23%	-29%
Rio de Onor	454	54	8,4	179	39	4,6	-61%	-28%
S. Julião de Palácios	1598	143	11,2	1011	89	11,4	-37%	-38%
<b>Média</b>	<b>1010,5</b>	<b>85,5</b>	<b>11,4</b>	<b>660,9</b>	<b>71,3</b>	<b>9,0</b>	<b>-32%</b>	<b>-12%</b>

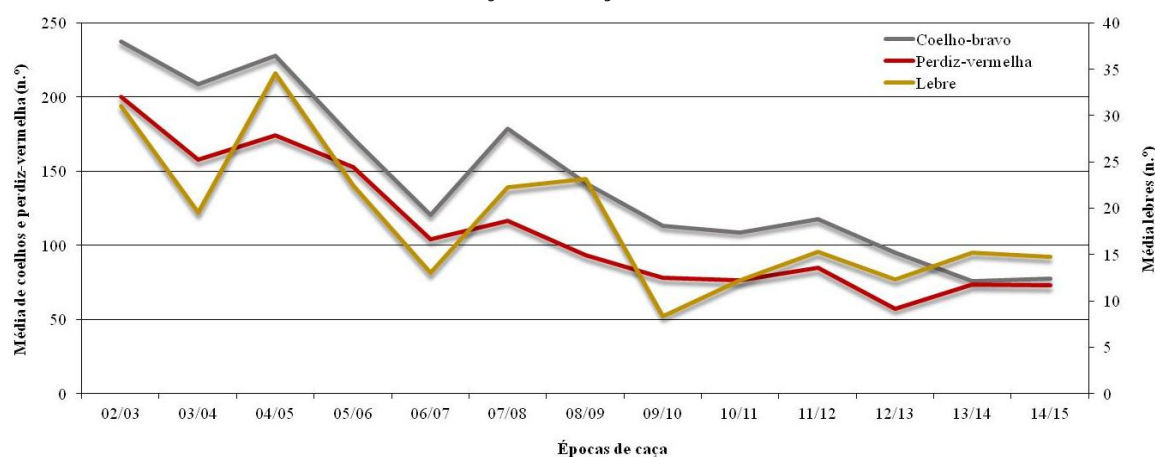
**Anexo II** – Variação da produção agrícola animal e vegetal, entre 1989 e 2009, nas freguesias abrangidas pela bacia superior do Rio Sabor. Dados obtidos no *site* oficial do Instituto Nacional de Estatística (INE), Recenseamentos Agrícolas de 1989 e 2009.



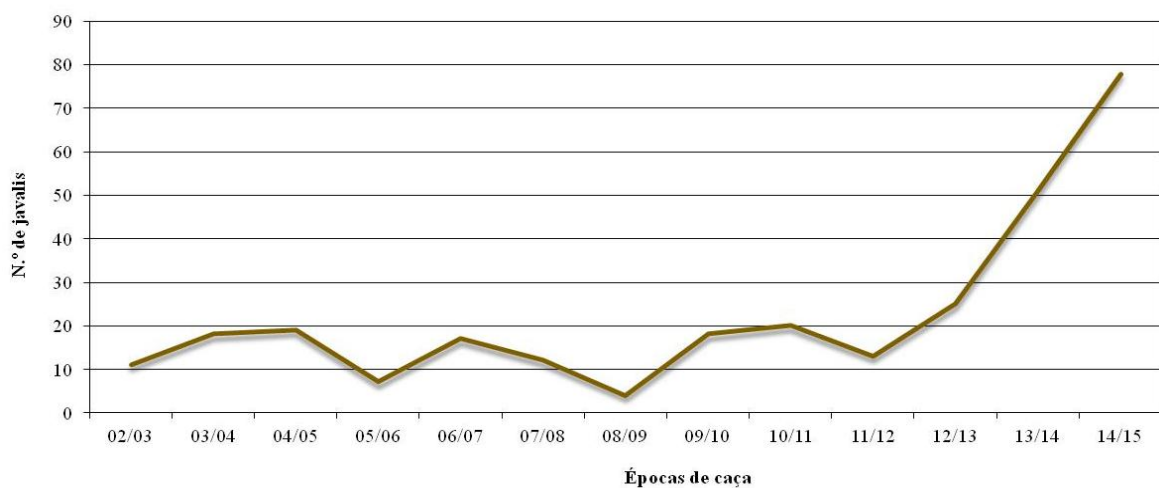
**Anexo III** – Evolução do número médio de jornadas de caça menor praticadas nas zonas de caça abrangidas pela bacia superior do Rio Sabor. Dados obtidos através de consulta do Sistema de Informação de Caça (ICNF 2014).



**Anexo IV** – Evolução do número médio de exemplares de caça menor abatidos nas zonas de caça abrangidas pela bacia superior do Rio Sabor. Dados obtidos através de consulta do Sistema de Informação de Caça (ICNF 2014).



**Anexo V** – Evolução do número médio de exemplares de caça maior (javali) abatidos nas zonas de caça abrangidas pela bacia superior do Rio Sabor. Dados obtidos através de consulta do Sistema de Informação de Caça (ICNF 2014).



**Anexo VI** – Resumo dos dados relativos à cartografia de uso e ocupação do solo na bacia superior do Rio Sabor, nos anos 1990 e 2006 (COS90 e COS06).

<b>Categoria</b>	<b>Classe</b>	<b>Subclasse (código)</b>	<b>% Cobertura</b>	<b>Descrição da subclasse</b>	<b>Área (ha) 1990</b>	<b>Área (ha) 2006</b>	<b>Variação (%)</b>
Áreas artificiais	Improdutivos	JJ	100	Pedreiras, saibreiras, estaleiros e outras áreas degradadas	40,6860	40,7467	0,15%
Áreas artificiais	Espaços verdes artificiais	SL	100	Espaços verdes urbanos ou espaços verdes para atividades desportivas e de lazer	6,6482	10,6465	60,14%
Áreas artificiais	Infraestruturas e equipamentos	SW	100	Infraestruturas e equipamentos	94,7094	150,9441	59,38%
Áreas artificiais	Espaço urbano	UU	100	Tecido urbano contínuo, descontínuo e outros espaços urbanos	351,4837	444,5046	26,47%
					<b>493,5273</b>	<b>646,8419</b>	<b>31,07%</b>
Áreas agrícolas	Pomares	AA	100	Pomar	139,2158	306,4535	120,13%
Áreas agrícolas	Pomares	AC	50+50	Pomar + Culturas anuais	0,0000	25,3737	100%
Áreas agrícolas	Pomares	AO	50+50	Pomar + Olival	0,0000	2,0807	100%
Áreas agrícolas	Pomares	AV	50+50	Pomar + Vinha	4,1751	8,9526	114,43%
Áreas agrícolas	Áreas agrícolas heterogéneas	CA	50+50	Culturais anuais + Pomar	74,2121	314,4276	323,69%
Áreas agrícolas	Culturas anuais	CC	100	Culturas anuais	4441,0111	3300,9600	-25,67%
Áreas agrícolas	Áreas agrícolas heterogéneas	CO	50+50	Culturais anuais + Olival	135,2500	91,9574	-32,01%
Áreas agrícolas	Áreas agrícolas heterogéneas	CV	50+50	Culturais anuais + Vinha	87,0241	59,2760	-31,89%
Áreas agrícolas	Áreas agrícolas heterogéneas	CX	100	Sistemas culturais e parcelares complexos	321,0619	420,4653	30,96%
Áreas agrícolas	Soutos (Castanheiro manso)	NO	90+10	Castanheiro manso + Olival	0,0000	2,2501	100%
Áreas agrícolas	Soutos (Castanheiro manso)	NV	90+10	Castanheiro manso + Vinha	9,2288	0,0000	-100,00%
Áreas agrícolas	Pomares	OF	90+10	Olival + Outras folhosas	2,6845	2,6845	0,00%
Áreas agrícolas	Pomares	ON	50+50	Olival + Castanheiro manso	4,0578	4,0578	0,00%
Áreas agrícolas	Pomares	OO	100	Olival	248,9620	301,1123	20,95%
Áreas agrícolas	Pomares	OV	50+50	Olival + Vinha	37,0342	8,5933	-76,80%
Áreas agrícolas	Carvalho	QO	90+10	Carvalho + Olival	8,0089	8,0089	0,00%
Áreas agrícolas	Culturas permanentes	VA	50+50	Vinha + Pomar	1,4806	2,4626	66,32%
Áreas agrícolas	Culturas permanentes	VO	50+50	Vinha + Olival	4,9593	1,4919	-69,92%
Áreas agrícolas	Culturas permanentes	VV	100	Vinha	154,4627	179,3984	16,14%
					<b>5672,8290</b>	<b>5040,0067</b>	<b>-11,16%</b>
Territórios agro-florestais	Culturas anuais + Espécie florestal	CF	90+10	Culturas anuais + Outras folhosas	1141,4312	941,3222	-17,53%
Territórios agro-florestais	Culturas anuais + Espécie florestal	CN	90+10	Culturas anuais + Castanheiro manso	744,2141	441,2483	-40,71%
Territórios agro-florestais	Culturas anuais + Espécie florestal	CP	90+10	Culturas anuais + Pinheiro bravo	0,0000	2,7120	100,00%
Territórios agro-florestais	Culturas anuais + Espécie florestal	CQ	90+10	Culturas anuais + Carvalho	296,1311	297,5911	0,49%
Territórios agro-florestais	Culturas anuais + Espécie florestal	CZ	90+10	Culturas anuais + Azinheira	1,7589	6,1741	251,01%

Territórios agro-florestais	Espécie florestal + Culturas anuais	FC	90+10	Outras folhosas + Culturas anuais	239,5320	305,4037	27,50%
Territórios agro-florestais	Espécie florestal + Culturas anuais	NC	90+10	Castanheiro manso + Culturas anuais	51,9343	25,0331	-51,80%
Territórios agro-florestais	Espécie florestal + Culturas anuais	PC	90+10	Pinheiro bravo + Culturas anuais	0,0000	2,5418	100,00%
Territórios agro-florestais	Espécie florestal + Culturas anuais	QC	90+10	Carvalho + Culturas anuais	7,8161	8,9421	14,41%
					<b>2482,8177</b>	<b>2030,9683</b>	<b>-18,20%</b>
Floresta	Outras folhosas	FF	100	Outras folhosas	504,8271	514,4759	1,91%
Floresta	Outras folhosas	FN	70+30	Outras folhosas + Castanheiro manso	84,0524	85,6874	1,95%
Floresta	Outras folhosas	FP	70+30	Outras folhosas + Pinheiro bravo	142,1715	153,8092	8,19%
Floresta	Outras folhosas	FQ	70+30	Outras folhosas + Carvalho	0,0000	2,2740	100,00%
Floresta	Outras folhosas	FR	70+30	Outras folhosas + Outras resinosas	1,8382	9,9025	438,71%
Floresta	Soutos (Castanheiro manso)	NF	70+30	Castanheiro manso + Outras folhosas	79,4353	99,7196	25,54%
Floresta	Soutos (Castanheiro manso)	NN	100	Castanheiro manso	690,7963	1176,7738	70,35%
Floresta	Soutos (Castanheiro manso)	NQ	70+30	Castanheiro manso + Carvalho	228,9759	143,6432	-37,27%
Floresta	Pinheiro-bravo	PF	70+30	Pinheiro bravo + Outras folhosas	92,6250	119,5586	29,08%
Floresta	Pinheiro-bravo	PN	70+30	Pinheiro bravo + Castanheiro manso	10,1193	10,1193	0,00%
Floresta	Pinheiro-bravo	PP	100	Pinheiro bravo	2240,0333	2444,6308	9,13%
Floresta	Pinheiro-bravo	PQ	70+30	Pinheiro bravo + Carvalho	5,7976	5,7976	0,00%
Floresta	Pinheiro-bravo	PZ	70+30	Pinheiro bravo + Azinheira	0,0000	6,1052	100,00%
Floresta	Carvalho	QF	70+30	Carvalho + Outras Folhosas	724,3645	975,8336	34,72%
Floresta	Carvalho	QI	70+30	Carvalho + Vegetação arbustiva alta	0,0000	10,9500	100,00%
Floresta	Carvalho	QN	70+30	Carvalho + Castanheiro manso	347,8481	693,3843	99,34%
Floresta	Carvalho	QP	70+30	Carvalho + Pinheiro bravo	8,5302	7,1337	-16,37%
Floresta	Carvalho	QQ	100	Carvalho	233,6618	390,6694	67,19%
Floresta	Carvalho	QR	70+30	Carvalho + Outras resinosas	26,1161	23,6016	-9,63%
Floresta	Carvalho	QZ	70+30	Carvalho + Azinheira	368,1160	402,8363	9,43%
Floresta	Outras resinosas	RF	70+30	Outras resinosas + Outras folhosas	278,3550	273,2840	-1,82%
Floresta	Outras resinosas	RN	70+30	Outras resinosas + Castanheiro manso	567,7750	523,1920	-7,85%
Floresta	Outras resinosas	RQ	70+30	Outras resinosas + Carvalho	161,7530	161,7530	0,00%
Floresta	Outras resinosas	RR	100	Outras resinosas	31,8975	28,4939	-10,67%
Floresta	Outras resinosas	RT	70+30	Outras resinosas + Castanheiro bravo	16,6582	0,0000	-100,00%
Floresta	Castanheiro bravo	TF	70+30	Castanheiro bravo + Outras folhosas	2,3061	2,3061	0,00%
Floresta	Castanheiro bravo	TQ	70+30	Castanheiro bravo + Carvalho	0,0000	6,6821	100,00%
Floresta	Castanheiro bravo	TT	100	Castanheiro bravo	0,0000	61,2591	100,00%
Floresta	Azinheira	ZF	70+30	Azinheira + Outras folhosas	5,6043	24,7493	341,61%
Floresta	Azinheira	ZI	70+30	Azinheira + Vegetação arbustiva alta	7,1000	122,4346	1624,44%

Floresta	Azinheira	ZQ	70+30	Azinheira + Carvalho	51,1809	54,0841	5,67%
Floresta	Azinheira	ZZ	100	Azinheira	155,7145	84,6434	-45,64%
					<b>7067,6530</b>	<b>8619,7876</b>	<b>21,96%</b>
Meios semi-naturais	Vegetação arbustiva alta + floresta degradada ou de transição	IF	70+30	Vegetação arbustiva alta + Outras folhosas	2136,0927	2754,6046	28,96%
Meios semi-naturais	Vegetação arbustiva baixa	II	100	Vegetação arbustiva baixa	6015,1119	5247,7527	-12,76%
Meios semi-naturais	Vegetação arbustiva alta + floresta degradada ou de transição	IN	70+30	Vegetação arbustiva alta + Castanheiro manso	238,1757	147,9260	-37,89%
Meios semi-naturais	Vegetação arbustiva alta + floresta degradada ou de transição	IO	70+30	Olival abandonado	67,6168	74,8680	10,72%
Meios semi-naturais	Vegetação arbustiva alta + floresta degradada ou de transição	IP	70+30	Vegetação arbustiva alta + Pinheiro bravo	777,3871	559,3396	-28,05%
Meios semi-naturais	Vegetação arbustiva alta + floresta degradada ou de transição	IQ	70+30	Vegetação arbustiva alta + Carvalho	596,4755	553,4644	-7,21%
Meios semi-naturais	Vegetação arbustiva alta + floresta degradada ou de transição	IR	70+30	Vegetação arbustiva alta + Outras resinosas	81,4637	78,4999	-3,64%
Meios semi-naturais	Vegetação arbustiva alta + floresta degradada ou de transição	IZ	70+30	Vegetação arbustiva alta + Azinheira	305,7404	535,9637	75,30%
Meios semi-naturais	Áreas descobertas sem ou com pouca vegetação	JF	70+30	Áreas descobertas sem ou com pouca vegetação arbustiva + Outras folhosas	283,5031	135,6479	-52,15%
Meios semi-naturais	Áreas descobertas sem ou com pouca vegetação	JI	70+30	Áreas descobertas sem ou com pouca vegetação arbustiva	918,5170	1149,3755	25,13%
Meios semi-naturais	Áreas descobertas sem ou com pouca vegetação	JN	70+30	Áreas descobertas sem ou com pouca vegetação arbustiva + Castanheiro manso	18,4962	7,2216	-60,96%
Meios semi-naturais	Áreas descobertas sem ou com pouca vegetação	JP	70+30	Áreas descobertas sem ou com pouca vegetação arbustiva + Pinheiro bravo	816,0136	314,2751	-61,49%
Meios semi-naturais	Áreas descobertas sem ou com pouca vegetação	JQ	70+30	Áreas descobertas sem ou com pouca vegetação arbustiva + Carvalho	8,8162	25,8820	193,57%
Meios semi-naturais	Áreas descobertas sem ou com pouca vegetação	JY	100	Solos sem cobertura vegetal e rocha nua	2608,8781	2666,5504	2,21%
					<b>14872,2879</b>	<b>14251,3713</b>	<b>-4,17%</b>
Massas de água	Massas de água	HH	100	Massas de água	59,5098	57,0776	-4,09%
					<b>59,5098</b>	<b>57,0776</b>	<b>-4,09%</b>
<b>TOTAL</b>					<b>30.648,6246</b>	<b>30.646,0534</b>	

## FLORESTAS

**Carvalhais** - Bosques caducifólios dominados pelo carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*) acompanhados, sobretudo nas orlas e clareiras, pelo tojo-gadanho (*Genista falcata*), giesta-amarela (*Cytisus scoparius*) e urze-branca (*Erica arborea*). São habitats produtores de diversas espécies de cogumelos comestíveis de onde se destacam *Amanita caesarea*, *Boletus aereus*, *B. edulis*, *B. reticulatus*, *Cantharellus* gr. *cibarius*, *Hydnum repandum*, *H. rufescens*, *Lepista nuda*, *Craterellus cornucopioides*, *Russula cyanoxantha* e *R. virescens*.

**Azinhais** - Bosques perenifólios dominados pela azinheira (*Quercus rotundifolia*) e associados a condições mais xerofíticas. São bosques habitualmente densos e cerrados, acompanhados nas orlas e clareiras pela esteva (*Cistus ladanifer*), arçã (*Lavandula stoechas* subsp. *sampaiana*) e trovisco (*Daphne gnidium*). Entre as espécies de macrofungos mais representativas encontram-se a *Russula cyanoxantha*, espécies de *Lactarius*, *Lepista nuda*, *Boletus aereus*, *Hydnum rufescens*, *Macrolepiota procera*, etc.

**Castiçais** - Povoamentos de castanheiro-bravo (*Castanea sativa*) não enxertado, explorados em regime de alto-fuste para produção de madeira e que, na área de estudo, ocorrem muito localizadamente. São produtores de *Amanita caesarea*, *Boletus aereus*, *B. edulis*, *Tricholoma* sp., *Lepista* sp., etc.

**Povoamentos de resinosas** - Povoamentos de espécies resinosas dominados por pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*) e, pontualmente, pinheiro-negro (*P. nigra*), pinheiro-silvestre (*P. sylvestris*) e *Pseudotsuga menziessi*. A vegetação acompanhante corresponde, essencialmente, a esteva (*Cistus ladanifer*), sargaços (*Halimium umbellatum* e *H. alyssoides*) e arçã (*Lavandula stoechas* subsp. *sampaiana*). Os pinhais são, em geral, habitats bastante ricos em fungos produtores de cogumelos com elevada importância gastronómica e económica sobretudo *Boletus edulis*, *B. pinophilus*, *Lactarius* gr. *deliciosus*, *Tricholoma portentosum*, *T. equestre*, *Hydnum repandum* e *Cantarellus cibarius*.

**Bosques ripícolas** - Galerias ribeirinhas dominadas por amieiro (*Alnus glutinosa*), freixo (*Fraxinus angustifolia*), choupo-negro (*Populus nigra*) e salgueiro (*Salix atrocinerea*) que ocorrem nas margens de cursos de água permanentes. O estrato arbustivo é composto por pilriteiros (*Crataegus monogyna*), sabugueiros (*Sambucus nigra*), salgueiros (*Salix salviifolia*), sanguinho-de-água (*Frangula alnus*), entre outros. São habitats especialmente ricos em cogumelos das espécies *Pleurotus ostreatus*, *Agrocybe aegerita*, *Morchella esculenta*, *Leccinum aurantiacum*, *Lyophyllum* sp., *Lepista* sp., entre outros.

## ÁREAS DE MATOS

**Estevais** - As áreas de matos consideradas no presente estudo correspondem aos estevais dominados por esteva (*Cistus ladanifer*) e sargaço (*Halimium lasianthum*). São produtores de espécies como *Boletus edulis*, *B. aereus*, *Cantharellus cibarius*, *Russula cyanoxantha*, *Tricholoma portentosum*, *Terfezia arenaria*, entre outros.

## ÁREAS AGROFLORESTAIS

**Soutos** - Povoamentos de castanheiro-manso (*Castanea sativa*) explorados para produção de castanha. A vegetação natural potencial das áreas de implantação dos soutos corresponde, na maioria, a carvalhais de *Quercus pyrenaica*. Por esta razão, as características ecológicas e as plantas que ocorrem no sub-bosque dos soutos são semelhantes aos carvalhais. São áreas produtoras de espécies de cogumelos muito valorizadas como sejam *Amanita caesarea*, *Boletus* gr. *edulis*, *Cantharellus cibarius*, *C. cinereus*, *Tricholoma portentosum* e *Hydnum repandum*.

## ÁREAS AGRÍCOLAS

**Prados e pastagens** - Correspondem aos lameiros de secadal (arrelvados perenes) e aos lameiros de regadio (prados húmidos) que, na área de estudo, estão situados respetivamente a meia encosta ou em solos profundos no fundo das encostas. Entre os cogumelos comestíveis de maior interesse destacam-se as espécies *Calocybe gambosa*, *Pleurotus eryngii*, *Marasmius oreades*, *Agaricus* gr. *campestre* e *Lepista personata*.

---

**Anexo VIII** - Fontes bibliográficas usadas para estimar a produtividade média anual dos cogumelos silvestres (kg/ha/ano).

<b>Espécie</b>	<b>Fonte bibliográfica</b>	<b>Região/País</b>	<b>Anos (nº)</b>	<b>Habitat</b>	<b>Prod. média (kg/ha/ano)</b>	<b>Prod. média * nº anos (kg/ha/ano)</b>
<i>A. caesarea</i>	Branco (2003)	Bragança/PT	2	Carvalhal ( <i>Q. pyrenaica</i> )	0.145	0.972
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão/ES	1		2.625	
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Souto ( <i>C. sativa</i> )	5.250	5.250
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Castiçal ( <i>C. sativa</i> )	2.625	2.625
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Azinhhal ( <i>Q. rotundifolia</i> )	2.625	2.625
<i>B. aereus</i>	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Carvalhal ( <i>Q. pyrenaica</i> )	5.000	5.000
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Souto ( <i>C. sativa</i> )	2.500	2.500
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão ES	1	Castiçal ( <i>C. sativa</i> )	5.000	5.000
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão ES	1	Azinhhal ( <i>Q. rotundifolia</i> )	5.000	5.000
	Oria de Rueda et al. (2009)	Zamora, ES	4	Matos de cistáceas	28.450	28.450
<i>B. edulis</i>	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Carvalhal ( <i>Q. pyrenaica</i> )	0.250	0.250
	Martins et al. (2008)	Bragança, PT	3.5	Souto ( <i>C. sativa</i> )	0.184	0.199
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão ES	1		0.250	
	Barbosa (1994)	T. Moncorvo, PT	1.5	Castiçal ( <i>C. sativa</i> )	28.261	17.157
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1		0.500	
	Martínez-Peña et al. (2012a)	Soria, ES	10		35.922	
	Ortega-Martínez & Martínez-Peña (2008)	Soria, ES	1	Pinhal ( <i>P. sylvestris</i> )	5.370	28.236
	Martínez-Peña, et al. (2012b)	Soria, ES	15		25.518	
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1		15.000	
	Oria de Rueda et al. (2009)	Zamora, ES	4	Matos de cistáceas	26.450	24.776
Martín-Pinto et al. (2006)	Zamora, ES	1	18.080			
<i>B. pinophilus</i>	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Souto ( <i>C. sativa</i> )	0.500	0.500
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Castiçal ( <i>C. sativa</i> )	1.000	1.000
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Pinhal ( <i>P. sylvestris</i> )	10.250	10.250
<i>C. gambosa</i>	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Prados e pastagens	0.500	0.500
<i>C. cibarius</i>	Martins et al. (2008)	Bragança, PT	3.5	Carvalhal ( <i>Q. pyrenaica</i> )	0.735	0.738
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1		0.750	
	Martins et al. (2008)	Bragança, PT	3.5	Souto ( <i>C. sativa</i> )	3.551	2.845
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1		0.375	
	Barbosa (1994)	T. Moncorvo, PT	1.5	Castiçal ( <i>C. sativa</i> )	0.201	0.420
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1		0.750	
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Azinhhal ( <i>Q. rotundifolia</i> )	0.500	0.500
	Martínez-Peña et al. (2012a)	Soria, ES	10	Pinhal ( <i>P. sylvestris</i> )	0.095	0.155
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1		0.750	
	<i>C. cinereus</i>	Martins et al. (2008)	Bragança, PT	3.5	Carvalhal ( <i>Q. pyrenaica</i> )	0.724
<i>H. repandum</i>	Martins et al. (2008)	Bragança	3.5	Carvalhal ( <i>Q. pyrenaica</i> )	0.025	0.649
	Branco (2003)	Bragança	2		1.740	
	Martínez de Aragón et al. (2007)	Solsona, ES	5	Pinhal ( <i>P. halepensis</i> , <i>P. nigra</i> , <i>P. sylvestris</i> )	0.450	0.450

	Barbosa (1994)	T. Moncorvo, ES	1.5		2.794	
	Martín-Pinto et al. (2006)	Zamora, ES	1	Pinhal ( <i>P. pinaster</i> )	37.840	19.223
<i>L. deliciosus</i>	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1		25.250	
	Martínez-Peña et al. (2012a)	Soria, ES	10		6.802	
	Martínez-Peña et al. (2012b)	Soria, ES	15	Pinhal ( <i>P. sylvestris</i> )	7.109	7.304
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1		15.250	
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Carvalho ( <i>Q. pyrenaica</i> )	0.750	0.750
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Souto ( <i>C. sativa</i> )	0.750	0.750
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Castiçal ( <i>C. sativa</i> )	0.750	0.750
<i>L. personata</i>	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Azinhais ( <i>Q. rotundifolia</i> )	0.500	0.500
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Pinhal ( <i>P. pinaster</i> , <i>P. sylvestris</i> , <i>P. nigra</i> )	0.250	0.250
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Prados e pastagens	0.750	0.750
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Bosques ripícolas	0.250	0.250
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1	Matos de cistáceas	0.250	0.250
<i>T. equestre</i>	Barbosa (1994)	T. Moncorvo, PT	1.5	Castiçal ( <i>C. sativa</i> )	0.527	0.527
	Martins et al. (2008)	Bragança, PT	3.5	Pinhal ( <i>P. pinaster</i> )	1.653	1.699
	Barbosa (1994)	T. Moncorvo, PT	1.5		1.804	
	Barbosa (1994)	T. Moncorvo, PT	1.5	Castiçal ( <i>C. sativa</i> )	7.212	7.212
	Martínez-Peña et al. (2012a)	Soria, ES	10		0.298	
<i>T. portentosum</i>	Berraondo et al. (2009)	Palencia, ES	4	Pinhal ( <i>P. sylvestris</i> )	128.834	34.904
	Martínez-Peña et al. (2011)	Castela e Leão, ES	1		5.250	
	Martins et al. (2008)	Bragança, PT	3.5	Pinhal ( <i>P. pinaster</i> )	19.663	14.189
	Barbosa (1994)	T. Moncorvo, PT	1.5		1.416	

## Anexo IX- Fontes bibliográficas e origem dos dados usados na estimativa do serviço de produção agrícola.

Serviço de aprovisionamento	Dados e respetivas origens
Indicador	
<p><b>Leite</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>· Produção de leite (ton/freguesia/ano)</li> <li>· Valor da produção de leite (€/freguesia/ano)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· Efetivo bovino leiteiro (n.º cabeças/freguesia): Recenseamento Geral Agrícola 1989 (RGA89) e Recenseamento Agrícola 2009 (RA09), categoria considerada - <i>Vacas leiteiras</i> (INE 1989, 2009).</li> <li>· Produção de leite: produção diária mínima de 25 l/dia/vaca durante 150 dias/ano (Rodrigues et al. 2012); massa específica do leite - 1,032 Kg/l.</li> <li>· Valor da produção de leite: Valor de Produção Padrão centrado no ano 2007 (VPP07) para a categoria <i>Vacas leiteiras</i> (GPP 2011).</li> </ul>
<p><b>Carne e ovos</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>· Produção de carne de bovino, suíno, ovino, caprino e aves de capoeira (ton/freguesia/ano)</li> <li>· Valor da produção de carne de bovino, suíno, ovino, caprino e aves de capoeira (€/freguesia/ano)</li> <li>· Valor da produção de ovos (€/freguesia/ano)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· Efetivo animal (n.º cabeças/freguesia): RGA89 e RA09, categorias consideradas - <i>Bovinos com menos 1 ano, Bovinos com 1 a 2 anos, Bovinos com mais de 2 anos, Suínos com menos de 20 kg, Fêmeas reprodutores 50 kg e mais, Outros suínos, Outras ovelhas e borregas cobertas, Outros ovinos, Outras cabras e chibas, Outros caprinos, Frangos de carne e galos, Galinhas poedeiras, Perús e patos.</i></li> <li>· Produção de carne: Peso médio limpo do gado abatido em Trás-os-Montes - Inquérito ao Gado Abatido e Aprovado para Consumo (INE 1996 e 2009). No caso dos ovinos, considerou-se que todo o efetivo corresponde a animais da raça Churra Galega Bragançana usados para produção de carne (Barbosa 1993).</li> <li>· Valor da produção de carne e ovos: VPP2007 para as diversas categorias animais consideradas (GPP 2011).</li> </ul>
<p><b>Mel e cera</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>· Produção de mel e cera (ton/freguesia/ano)</li> <li>· Valor da produção de mel (€/freguesia/ano)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· Efetivo apícola (n.º colmeias e cortiços/freguesia): RGA89 e RA09, categoria considerada – <i>Colmeias e cortiços</i>. Os dados do INE não diferenciam o efetivo apícola entre colmeias e cortiços. Com base nas informações fornecidas por M. Gonçalves (com. pessoal 2014) foi estimado o valor para cada categoria da seguinte forma: 1989 - 50% colmeias e 50% cortiços; 2009 - 95% colmeias e 5% de cortiços (os arredondamentos foram efetuados a favor das colmeias).</li> <li>· Produção de mel e cera: Valores de produção média de mel e cera de acordo com valores referidos por M. Gonçalves (com. pessoal 2014): 1 colmeia - 18 kg mel e 150 g de cera; 1 cortiço - 2,5 kg de mel e 450 g de cera.</li> <li>· Valor da produção de mel e cera: VPP2007 para a categoria <i>Colmeias</i> (GPP 2011).</li> </ul>
<p><b>Culturas permanentes, culturas temporárias e prados e pastagens</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>· Produção de culturas permanentes, culturas temporárias e prados e pastagens (ton/freguesia/ano)</li> <li>· Valor da produção de culturas permanentes, culturas temporárias e prados e pastagens (€/freguesia/ano)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>· Superfície de culturas (ha/freguesia): RGA89 e RA09, categorias consideradas – <i>Culturas permanentes (Frutos frescos, Frutos de casca rija, Olival e Vinha), Culturas temporárias (Cereais para grão, leguminosas secas para grão, Prados temporários, Culturas forrageiras, Batata, Culturas industriais e Culturas hortícolas), Prados e pastagens.</i></li> <li>· Produção de culturas: Estatísticas da Produção Vegetal, Produtividade das principais culturas agrícolas (kg/ha), por espécie, em Trás-os-Montes (INE 1989 e 2009).</li> <li>· Valor da produção das culturas: VPP2007 para as categorias consideradas (GPP 2011).</li> </ul>

