



**João Fernando Machado Fernandes**

Licenciado em Ciências de Engenharia do Ambiente

## **Contributo do mapeamento do serviço de polinização para a tomada de decisão de atores locais: o caso do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente - perfil de Engenharia de Sistemas Ambientais

Orientadora: Professora Doutora Maria Paula Baptista da Costa Antunes, Professora Catedrática, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Coorientador: Professor Doutor Rui Jorge Fernandes Ferreira dos Santos, Professor Associado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Júri:

Presidente: Prof. Doutora Maria Rosa Santos de Paiva

Arguente: Prof. Doutor Nuno Miguel Ribeiro Videira Costa

Vogal: Prof. Doutora Maria Paula Baptista da Costa Antunes



FACULDADE DE  
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Julho 2016





**João Fernando Machado Fernandes**

Licenciado em Ciências de Engenharia do Ambiente

**Contributo do mapeamento do serviço de polinização para a tomada de decisão de atores locais: o caso do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente - perfil de Engenharia de Sistemas Ambientais

Orientadora: Professora Doutora Maria Paula Baptista da Costa Antunes, Professora Catedrática, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Coorientador: Professor Doutor Rui Jorge Fernandes Ferreira dos Santos, Professor Associado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa



FACULDADE DE  
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Julho 2016

**Contributo do mapeamento do serviço de polinização para a tomada de decisão de atores locais: o caso do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina.**

Copyright © João Fernando Machado Fernandes, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa

A Faculdade de Ciências e Tecnologia têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objectivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

## **Agradecimentos**

À Professora Paula Antunes e ao Professor Rui Santos por me terem despertado o interesse e entusiasmo em trabalhar na temática dos serviços dos ecossistemas. Pela confiança, flexibilidade, paciência e pelos recursos disponibilizados, sem os quais a execução da presente dissertação não seria possível.

À Professora Maria Rosa Paiva pela disponibilidade e por todo o conhecimento técnico transmitido que contribuiu para o enriquecimento deste trabalho.

À Grazia Zulian pelo esclarecimento de dúvidas relativas ao modelo ESTIMAP e pelas sugestões de melhoria.

Ao Pedro Clemente e à Marta Calvache pela ajuda e pelos conselhos.

À Eng.<sup>a</sup> Carla Lúcio pela informação disponibilizada, sem a qual não seria possível almejar o nível de detalhe necessário à aplicação das metodologias propostas, e pela disponibilização das instalações para a realização do *workshop* e respetivo apoio na organização.

À Isália Cruz, à Marta Rebelo e ao José Baptista pelo conhecimento partilhado na fase inicial deste trabalho. A todos os participantes do *workshop*, cuja presença e interesse demonstrado foram fundamentais para valorizar os resultados produzidos.

Ao Diogo Ferraz e ao Pedro Mota pela contínua aprendizagem, troca de ideias, discussão das nossas dissertações e constante apoio.

Ao João Rodrigues, ao Rafael Lino, à Filipa Ferreira e à Carla Gomes pela constante motivação e apoio durante o desenvolvimento deste trabalho, especialmente durante a sua fase final.

À Maria e ao Duarte por me mostrarem constantemente aquilo que verdadeiramente importa.

Aos meus pais pelo apoio incondicional nas decisões que tomei e pelo papel na minha formação.



## Resumo

O mapeamento dos serviços dos ecossistemas tem vindo a ganhar relevância na operacionalização dos conceitos de capital natural e de serviços dos ecossistemas (SE), contribuindo para apoiar o planeamento do território e gestão do ambiente a diversos níveis. Mapas de oferta e procura de SE podem constituir uma ferramenta de comunicação com as partes interessadas, produzindo informação relevante para melhor avaliarem as respetivas implicações no seu bem-estar. A polinização nativa é um SE importante recorrentemente invocado para elucidar este conceito dada a sua contribuição direta na produtividade de diversas culturas agrícolas e na garantia do equilíbrio ecológico dos ecossistemas. O mapeamento do fluxo deste serviço, designadamente das áreas que o fornecem e das áreas que dele dependem, é importante para a identificação de áreas prioritárias na conservação de espécies polinizadoras.

Neste estudo, foram aplicadas ferramentas de mapeamento do fornecimento do serviço de polinização e fez-se um balanço entre o fornecimento do serviço e a dependência da agricultura praticada no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) em relação ao mesmo. A produção destes mapas teve como objetivo testar o seu potencial enquanto ferramentas de comunicação com os *stakeholders* locais, bem como a sua utilização no planeamento territorial. Para tal, foi testada a adequabilidade de dois modelos recorrentemente utilizados, ESTIMAP e InVEST, para mapear a abundância de polinizadores e o respetivo potencial de polinização no PNSACV, tendo em conta dois grupos de polinizadores com diferentes alcances de voo na procura de alimentos.

Os mapas resultantes permitiram identificar os diferentes níveis de fornecimento do serviço de polinização dentro dos limites do PNSACV. Em particular, permitiu identificar qualitativamente as áreas agrícolas deficitárias e excedentárias em função da respetiva dependência do serviço e os níveis de fornecimento do seu fluxo. No entanto, constatou-se que a abordagem na qual estes modelos assentam apresenta uma limitação significativa ao nível da sua capacidade em simular a abundância de polinizadores e respetivo potencial de polinização. A aplicação da expressão matemática, na qual estes modelos se baseiam, resulta na dispersão homogénea dos polinizadores pelo território sem ter em conta a sua seletividade na escolha de rotas de forma a maximizar a sua eficiência na procura de alimentos. Além disso, quanto maior a distância de alcance considerada na modelação, maior a dispersão dos polinizadores pelo território, diluindo o respetivo potencial de polinização. Apesar desta limitação dificultar o mapeamento do fluxo do serviço e a análise da sua relação com a localização das atividades agrícolas que dele dependem, a mesma foi explorada de forma a avaliar o potencial deste tipo de mapas como suporte ao planeamento e gestão local.

Os mapas produzidos foram apresentados a um conjunto de *stakeholders* locais do sector agrícola, apícola e da conservação da natureza, através de um *workshop* realizado para o efeito, em Odemira, tendo produzido resultados muito interessantes. Os mapas promoveram uma discussão do estado do serviço no PNSACV, das respetivas pressões e impactes, que nunca tinha sido realizada, trazendo informação relevante para sustentar a troca de experiência e conhecimento e contribuindo para a criação de um entendimento partilhado sobre diversos aspetos. A visualização dos mapas permitiu discutir estes assuntos do ponto de vista da polinização nativa, e da sua relação com os serviços de polinização comercializados, realçando a importância da sua conservação para a região bem como o papel do mapeamento deste serviço no suporte dessa gestão.

**Palavras-chave:** serviço de polinização; mapeamento; modelação; envolvimento de *stakeholders*; fluxos de SE; oferta e procura de SE.





## Abstract

Mapping of Ecosystem Services has gained a growing relevance in the operationalization of the concepts of natural capital and ecosystem services (ES), supporting landscape planning and environmental management at different levels. Maps of ES supply and demand can be established as a communication tool with stakeholders, producing relevant information to assess the implications of ecosystem change in their welfare. Wild pollination is an important ES, which is often used in terms of communicating this concept due to its direct contribution to the productivity of several crops and as insurance to the ecological equilibrium of ecosystems. Mapping pollination flows between provisioning and benefiting areas is important for area prioritization and conservation of pollinator species.

In this study, modelling tools were selected and applied to map pollination provision flows and budgets according to crop dependency levels in the Natural Park of Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV). The production of these maps aimed to test its potential as communication tools with local stakeholders as well as their use in landscape planning. For this purpose, the suitability of two established models, ESTIMAP and InVEST to model pollinator abundance and pollination potential within the PNSACV was tested, based on two groups of pollinator species with different foraging ranges.

The application of these tools allowed to visualize different levels of service provision across the landscape. Moreover, service budget maps enabled the identification of deficit and surplus areas in accordance to pollination supply and crop dependency levels. However, a limitation behind these models was identified, having a significant influence in their capability to model pollinator abundance and pollination potential. The application of the mathematical expression in which these models are based triggered pollinators to diffuse homogeneously across the landscape without taking into account their selectivity in route selection for foraging maximization. Furthermore, the selection of longer foraging ranges increased this effect, thus reducing the pollination potential across the landscape. Despite this limitation, mapping of the service flow and analysis of its relationship with demand areas was studied in order to assess the potential of these tools to support local planning and management.

The maps produced were presented to local farmers, beekeepers and nature conservation stakeholders, at a workshop held in Odemira. These maps promoted the first collective discussion about the state, pressures and impacts of the service within the PNSACV, bringing relevant information to support the exchange of experience and knowledge as well as encouraging a shared understanding of various aspects concerning pollination services. Map visualization allowed to discuss these issues from a wild pollination point of view, and their relation with managed pollination services. This discussion highlighted the importance of wild pollinator species conservation in the region and the role of mapping pollination services as a tool to support this management.

**Keywords:** Pollination service; mapping; modelling; stakeholder engagement; ES flows; ES supply and demand.



## Índice de conteúdos

<b>1</b>	<b>Introdução</b>	<b>1</b>
1.1	Enquadramento e relevância do tema	1
1.2	Objetivos	2
1.3	Estrutura da Dissertação	3
<b>2</b>	<b>Revisão da literatura</b>	<b>5</b>
2.1	Enquadramento e definição do conceito de serviços dos ecossistemas	5
2.2	Mapeamento dos serviços dos ecossistemas	8
2.2.1	Mapeamento dos serviços dos ecossistemas para o suporte à decisão	8
2.2.2	Estado da arte do mapeamento de serviços dos ecossistemas	11
2.3	A polinização como serviço dos ecossistemas	18
2.3.1	O contributo da polinização para o bem-estar humano	18
2.3.2	O papel dos ecossistemas no fornecimento do serviço de polinização	21
2.3.3	Pressões ao estado dos polinizadores e respetivas respostas de conservação do serviço	23
2.4	Mapeamento do serviço de polinização	26
2.4.1	Abordagens existentes de mapeamento do serviço de polinização	26
2.4.2	Percepções dos <i>stakeholders</i> ao mapeamento do serviço de polinização	34
<b>3</b>	<b>Materiais e métodos</b>	<b>37</b>
3.1	Enquadramento	37
3.2	Área de estudo	38
3.3	Mapeamento da oferta do serviço de polinização no PNSACV	40
3.3.1	Funcionamento geral dos modelos ESTIMAP e InVEST	40
3.3.2	Potencial de recursos florais e de nidificação	41
3.3.3	Abundância relativa de polinizadores	45
3.3.4	Potencial relativo de polinização	47
3.3.5	Comparação dos modelos ESTIMAP e InVEST	48
3.4	Mapeamento e avaliação da procura pelo serviço de polinização	48
3.5	Mapeamento do fluxo e do balanço entre a oferta e procura do serviço	49
3.6	Envolvimento dos <i>stakeholders</i>	50
<b>4</b>	<b>Apresentação e discussão dos resultados</b>	<b>53</b>
4.1	Potencial de polinização no PNSACV	53
4.1.1	Abundância de polinizadores e potencial de polinização	53
4.1.2	Comparação dos resultados obtidos com os dois modelos	58
4.2	Dependência e vulnerabilidade do serviço de polinização	60
4.3	Balanço entre a oferta e procura do serviço	63
4.4	Percepções e sugestões dos <i>stakeholders</i>	71
4.4.1	Percepções dos <i>stakeholders</i> relativamente ao serviço de polinização na região	71
4.4.2	Apresentação e discussão dos mapas desenvolvidos	72
4.5	Comentários finais	75
<b>5</b>	<b>Conclusões e desenvolvimentos futuros</b>	<b>79</b>
<b>6</b>	<b>Bibliografia</b>	<b>81</b>
	<b>Anexos</b>	<b>91</b>
	Anexo 1	91
	Anexo 2	92
	Anexo 3	93
	Anexo 4	94
	Anexo 5	95
	Anexo 6	99

**Anexo 7 ..... 103**  
**Anexo 8 ..... 103**

## Índice de figuras

Figura 2.1 - Modelo de cascata do fluxo de serviços entre os ecossistemas e os sistemas socioeconómicos. Fonte: Haines-Young e Potschin (2013). .....	7
Figura 2.2 - Fluxos de SE entre diferentes tipos de ecossistemas e áreas beneficiárias. Fonte: Palomo et al. (2013). .....	9
Figura 2.3 - Mapeamento dos diferentes tipos de relações espaciais e temporais entre SE. Fonte: Pagella e Sinclair, 2014. ....	10
Figura 2.4 - Comparação de <i>trade-offs</i> de SE associados a diferentes tipos de uso do solo. Fonte: Foley et al. (2005). .....	10
Figura 2.5 - Exemplo do mapeamento da oferta de um SE com base nas relações entre as propriedades do território e observações empíricas e respetiva identificação das áreas beneficiárias. Adaptado de: De Groot et al. (2010). .....	12
Figura 2.6 - Diferentes níveis de complexidade metodológica ( <i>Tiers</i> ) no mapeamento de um serviço de provisão. Fonte: Maes et al. (2014b). .....	15
Figura 2.7 - Adequabilidade de cada abordagem de mapeamento consoante o nível de confiança requerido pelo tipo de decisão. Adaptado de: Schröter et al. (2015). .....	16
Figura 2.8 - Percentagens de dependência das culturas agrícolas à polinização biótica, que são utilizadas para consumo direto e presentes nos mercados globais. Cada intervalo diz respeito à gama de percentagens de redução da produção dos respetivas culturas agrícolas na ausência de polinização biótica. Fonte: Klein et al. (2007). .....	19
Figura 2.9 - Modelo de cascata para o serviço de polinização. Fonte: Maes et al. (2012b). .....	21
Figura 2.10 - Mapa de vulnerabilidade de cada país em estudo à ausência do serviço de polinização para o ano de 2009. Fonte: Launtenbach et al. (2012). .....	27
Figura 2.11 - Distribuição espacial dos fluxos do serviço de polinização e identificação de áreas onde a oferta coincide com a procura (a roxo) com base na aplicação de <i>buffers</i> . Fonte: Serna-Chavez et al. (2014). .....	28
Figura 2.12 - Balanço entre a oferta e procura do serviço de polinização com base na probabilidade de visita às culturas agrícolas e respetivas dependências do mesmo. Fonte: Schulp et al. (2014b). .....	29
Figura 2.13 - Redução de produção das culturas agrícolas em função da distância aos <i>habitats</i> que sustentam espécies polinizadoras. Fonte: Schulp e Alkemedede (2011). .....	29
Figura 2.14 - Exemplo da aplicação do modelo InVEST na Califórnia. O mapa de ocupação do solo (A) é utilizado e convertido em mapas de potencial de nidificação (B) e de recursos florais (C). O seu cruzamento com informação referente ao alcance dos polinizadores produz um mapa de abundância de polinizadores (D), que descreve a capacidade máxima de oferta do serviço em cada parcela e responsável pelos níveis efetivos de fornecimento de polinização (E). Fonte: Lonsdorf et al. (2009). .....	30
Figura 2.15 - À esquerda, a percentagem de abelhas solitárias ativas de acordo com a temperatura média e irradiância ao longo da Europa; à direita, o potencial de polinização resultante da combinação dos vários parâmetros do ESTIMAP. Fonte: Zulian et al. (2013b). .....	32
Figura 2.16 - À direita, a abundância de polinizadores nativos nos EUA; à esquerda, o balanço entre o níveis de fornecimento do serviço de polinização nas áreas beneficiárias de acordo com a respetivo grau de procura pelo mesmo. Fonte: Koh et al. (2015). .....	32
Figura 3.1 - Localização da área de estudo. ....	38
Figura 3.2 - Fluxograma do modelo ESTIMAP. Adaptado de: Zulian et al. (2013a,b). .....	41
Figura 4.1 - Mapas de recursos florais e de nidificação obtidos pelo cruzamento da matriz de ocupação do solo com as respetivas pontuações de RF e RN. ....	53

Figura 4.2 - Mapas de ARP e PRP respetivos às abelhas solitárias e aos abelhões produzidos pela aplicação do modelo ESTIMAP. ....	55
Figura 4.3 - Mapas de ARP e PRP respetivos às abelhas solitárias e aos abelhões produzidos pela aplicação do modelo InVEST. ....	56
Figura 4.4 - Áreas (%) abrangidas por cada intervalo dos índices de ARP e PRP obtidos pela aplicação do ESTIMAP. ....	58
Figura 4.5 - Áreas (%) abrangidas por cada intervalo dos índices de ARP e PRP obtidos pela aplicação do InVEST. ....	58
Figura 4.6 - Diferença espacial do PRP 200 e 1000m produzidos pelos modelos ESTIMAP e InVEST. ....	59
Figura 4.7 - Localização das parcelas Norte e Sul do PRM com culturas beneficiárias e dependentes do serviço. ....	60
Figura 4.8 - Dependência das culturas agrícolas relativamente ao serviço de polinização da parcela Norte do PRM. ....	61
Figura 4.9 - Dependência das culturas agrícolas relativamente ao serviço de polinização da parcela Sul do PRM. ....	62
Figura 4.10 - Distribuição espacial do PRP das abelhas solitárias nas ocupações agrícolas de acordo com a respetiva dependência do serviço. ....	64
Figura 4.11 - Distribuição espacial do PRP dos abelhões nas ocupações agrícolas de acordo com a respetiva dependência do serviço. ....	64
Figura 4.12 - Ocupação do solo de uma parcela representativa e respetiva localização no PNSACV. ....	65
Figura 4.13 - Probabilidade de visita a cada célula de acordo com o alcance de voo (200 e 1000m). 65	
Figura 4.14 - Diluição da ARP dos abelhões comparativamente ao das abelhas solitárias, independentemente do alcance a uma maior oferta de RF. ....	66
Figura 4.15 - Distribuição espacial do fluxo de polinização no território pelas abelhas solitárias e pelos abelhões. ....	66
Figura 4.16 - Sensibilidade do fluxo de PRP nas áreas dependentes consoante o aumento do alcance de voo. ....	67
Figura 4.17 - Variação do PRP 200m nas ocupações agrícolas dependentes (O - valores de referência; N - RF e RN = 1 em ocupações naturais; D - RN = 0,5 e RF = 0,9 em culturas dependentes; N+D - combinação dos dois cenários anteriores). ....	67
Figura 4.18 - Variação do PRP 1000m nas ocupações agrícolas dependentes (O - valores de referência; N - RF e RN = 1 em ocupações naturais; D - RN = 0,5 e RF = 0,9 em culturas dependentes; N+D - combinação dos dois cenários anteriores). ....	68
Figura 4.19 - Balanço entre os níveis de oferta do fluxo do serviço e a procura pelo mesmo na parcela Norte do PRM. ....	69
Figura 4.20 - Balanço entre os níveis de oferta do fluxo do serviço e a procura pelo mesmo na parcela Sul do PRM. ....	70

## Índice de tabelas

Tabela 2.1 - Exemplos de dados primários e secundários utilizados no mapeamento de SE. Fonte: Andrew et al. (2015) e Martínez-Harms e Balvanera, 2012.....	12
Tabela 2.2 - Principais pressões responsáveis pelos declínios globais de espécies polinizadoras. Fontes: Kuldna et al. (2009), Potts et al. (2011, 2010) e Vanbergen et al. (2013). .....	24
Tabela 3.1 - Pontuações de potencial de recursos florais (RF) e de nidificação (RN) para cada ocupação do solo. ....	44
Tabela 3.2 - Níveis de dependência das culturas agrícolas relativamente ao serviço de polinização e respetivas percentagens de redução de produção na ausência do serviço. Fonte: Klein et al. (2007). .....	48
Tabela 3.3 - Balanços entre o potencial de polinização (oferta) e a dependência das culturas relativamente ao serviço (procura).....	50
Tabela 4.1 - Vulnerabilidade da agricultura presente no PNSACV à ausência de serviços de polinização, para os cenários de redução mínima, máxima e média. ....	63





## Lista de abreviaturas e acrónimos

AASACV - Associação de Apicultores do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina

ABM - Associação de Beneficiários do Mira

AHSA - Associação de Horticultores do Sudoeste Alentejano

ARP - Abundância relativa de polinizadores

CBD - Convenção sobre a Diversidade Biológica

CE - Comissão Europeia

CICES - *Common International Classification of Ecosystem Services*

EEA - *European Environment Agency*

EM - Estado Membro

ESTIMAP - *Ecosystem Services Mapping Tool*

FAO - *Food and Agriculture Organization of the United Nations*

ICNF - Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas

IGP - Instituto Geográfico Português

INE - Instituto Nacional de Estatística

InVEST - *Integrated Tool to Value Ecosystem Services and Trade-offs*

JRC - *Joint Research Centre*

MA - *Millenium Ecosystem Assessment*

MAES - *Mapping and assessment of ecosystems and their services*

MAOTE - Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e da Energia

ONGA - Organizações não governamentais de ambiente

OpenNESS - *Operationalisation of Natural Capital and Ecosystem Services*

PES - Pagamento por Serviços dos Ecossistemas

PNSACV - Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina

PNUA - Programa das Nações Unidas para o Ambiente

PRM - Perímetro de Rega do Mira

PRP - Potencial relativo de polinização

RF - Recursos florais

RN - Recursos para nidificação

SE - Serviços dos Ecossistemas

SIG - Sistema de Informação Geográfica

TEEB - *The Economics of Ecosystem and Biodiversity*

UE - União Europeia

USD - *United States Dollar*



# 1 Introdução

## 1.1 Enquadramento e relevância do tema

O conceito de Serviços dos Ecossistemas (SE) tem vindo a ganhar uma relevância crescente na literatura científica (Fisher et al., 2009) e na elaboração de políticas e estratégias (Hauck et al., 2013a). Este conceito, entendido como os contributos que os ecossistemas fornecem ao bem-estar humano (Haines-Young e Potschin, 2013; TEEB, 2010), tem sido promovido como uma nova abordagem no combate à perda de biodiversidade (Hauck et al., 2013a). No Plano Estratégico Global para a Biodiversidade 2011-2020, da Convenção sobre a Diversidade Biológica (CBD), é integrado como um elemento prioritário a ser considerado na preservação e restauro de ecossistemas e na expansão de áreas protegidas (CBD, 2010). A sua integração nas estratégias de conservação introduz uma perspetiva antropocêntrica e utilitária ao colocar o bem-estar humano como principal justificação para a conservação dos ecossistemas e das espécies que os compõem (EEA, 2010; Haines-Young e Potschin, 2010; Hauck et al., 2013a).

O serviço de polinização é recorrentemente invocado na comunicação e elucidação do conceito de SE e na demonstração da importância da ligação entre o estado dos ecossistemas e o bem-estar humano (Hanley et al., 2015). Uma fração da produção agrícola mundial depende da polinização mediada por espécies polinizadoras (Aizen et al., 2009; Klein et al., 2007). A evidência de um declínio global das espécies polinizadoras, fruto da intensificação da agricultura e da perda e fragmentação de *habitats*, compromete o fornecimento sustentável do serviço (Potts et al., 2010). Este declínio despoleta assim uma preocupação alusiva aos impactes económicos resultantes da redução de produção de alimentos (Gallai et al., 2009) e respetivas implicações no bem-estar humano (Potts et al., 2010).

A necessidade de aumentar a produção agrícola tem acelerado a substituição de *habitats* naturais por ocupações agrícolas intensivas (Carvalho et al., 2011; García-Feced et al., 2015; MA, 2005). A crescente procura pelos serviços de polinização (Aizen et al., 2008) apela à necessidade da identificação e delimitação de áreas com potencial em sustentar polinizadores, de modo a garantir o fornecimento contínuo e sustentável do serviço (Bommarco et al., 2013; Carvalho et al., 2011; Zulian et al., 2013a). A demonstração da importância dos polinizadores nativos presentes nos agroecossistemas pode fomentar a motivação dos agricultores e decisores em implementar medidas de conservação ou restauro destas áreas (Melathopoulos et al., 2015). Estas medidas, além de assegurarem o próprio serviço de polinização, garantem, por extensão, o fornecimento de outros SE importantes aos agroecossistemas e ao mosaico paisagístico envolvente, tais como o controlo de pragas, a proteção do solo e a própria qualidade cénica da paisagem (Bommarco et al., 2013; Wratten et al., 2012).

O entendimento da influência que a composição do território tem no fornecimento dos serviços de polinização e dos SE em geral, associado ao reconhecimento das interações da diversidade biológica com os fatores abióticos, é essencial para o planeamento e gestão territorial. Esta necessidade é expressa na Estratégia da Biodiversidade para 2020, da União Europeia, onde é explicitamente

pedido o mapeamento e avaliação dos SE nos territórios nacionais de cada Estado Membro (EM) (European Commission, 2011). No contexto português, este requerimento é explorado no Compromisso para o Crescimento Verde, pretendendo-se que seja feito o mapeamento e avaliação dos SE em todos os Parques Naturais até 2020.

Esta avaliação é particularmente relevante num contexto em que os Parques Naturais e restantes áreas protegidas são cada vez mais afetados pela intensificação dos usos do solo dentro e fora dos seus limites (Castro et al., 2015; Palomo et al., 2014, 2013). Em particular, o aumento de procura de produtos agrícolas tem criado um conflito entre ocupações dedicadas à conservação e à produção de alimentos (Castro et al., 2015; Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2008). Estas pressões comprometem a capacidade de conservar os valores naturais e de fornecerem serviços benéficos para as comunidades locais e globais, incluindo o fornecimento do serviço de polinização (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2008).

A integração do conceito de SE no planeamento das áreas protegidas tem a vantagem de mostrar os custos e benefícios de diferentes alternativas de gestão e fomentar o diálogo entre os *stakeholders*, numa abordagem sócio-ecológica (Palomo et al., 2014). No entanto, a falta de informação necessária à quantificação dos SE constitui o maior obstáculo à sua concretização (Burkhard et al., 2009; De Groot et al., 2010a). O mapeamento e a modelação dos SE surge como uma ferramenta útil na visualização dos níveis de fornecimento dos serviços e respetivos impactes associados a diferentes cenários de gestão e usos do solo (Martínez-Harms e Balvanera, 2012; Wolff et al., 2015). Para o seu efeito, surge a necessidade de existência de métodos e modelos de mapeamento que produzam resultados consistentes e comparáveis (Crossman et al., 2013).

Os mapas de SE conferem um instrumento importante de apoio à decisão e de comunicação, promovendo o diálogo entre investigadores e *stakeholders*. O envolvimento dos vários tipos de *stakeholders* é fundamental para implementar esta abordagem nas tomadas de decisão na gestão de uma área protegida (Palomo et al., 2014). As suas percepções permitem não só colmatar faltas de informação existentes, como de certa forma validar e identificar lacunas nos mapas produzidos (Hauck et al., 2013b). A integração dos exercícios de mapeamento com as percepções dos *stakeholders* permite assim estabelecer uma linha de base para futuras avaliações com vista à operacionalização dos resultados no planeamento do território.

## 1.2 Objetivos

Este trabalho tem como objetivo principal o teste e comparação de ferramentas de mapeamento do serviço de polinização e explorar a utilidade dos mapas resultantes como ferramentas de comunicação com os *stakeholders*. Para este efeito, foi selecionado como caso de estudo o Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV). Pretende-se responder às seguintes questões:

- Qual o potencial do serviço de polinização no PNSACV?
- Qual a procura e dependência do serviço pelo tipo de agricultura praticada dentro dos limites do parque?

- Os métodos e modelos existentes são adaptáveis ao caso de estudo e adequados aos objetivos propostos?
- Os mapas resultantes são úteis para comunicar os níveis de fornecimento do serviço com os *stakeholders* locais?
- Poderão os mapas ser vistos como uma linha de base para o desenvolvimento de parcerias e de sinergias entre *stakeholders* com vista à conservação e delimitação de áreas com potencial em fornecer o serviço?

Este trabalho enquadra-se no âmbito do projeto *Operationalisation of Natural Capital and Ecosystem Services* (OpenNESS), financiado pela Comissão Europeia (CE) através do 7º Programa Quadro de Investigação e Desenvolvimento Tecnológico, cuja finalidade passa pela operacionalização dos conceitos de capital natural e SE em abordagens práticas que permitam o seu teste e aplicação na delimitação de políticas e instrumentos de planeamento territorial (<http://www.openness-project.eu/>). O PNSACV encontra-se incluído na rede de 27 casos de estudo compreendidos pelo projeto, influenciando assim a escolha deste Parque Natural como área de estudo neste trabalho. O desenvolvimento desta dissertação tem assim o propósito de fornecer resultados relevantes neste sentido, assim como contribuir para futuras avaliações do serviço de polinização neste Parque Natural e no restante território português.

### 1.3 Estrutura da Dissertação

A presente Dissertação encontra-se estruturada em cinco capítulos:

1. Introdução: o presente capítulo, onde é apresentado o enquadramento e a definição do âmbito do trabalho a ser realizado;
2. Revisão da literatura: consiste na definição dos termos subjacentes ao conceito de SE e no enquadramento do estado da arte do mapeamento dos SE, seguida de uma contextualização do serviço de polinização e revisão das respetivas abordagens de mapeamento;
3. Materiais e métodos: descreve a abordagem metodológica a ser aplicada no caso de estudo do PNSACV e as premissas assumidas na sua aplicação;
4. Apresentação e discussão dos resultados: apresentação dos resultados acompanhada pela sua discussão;
5. Conclusões e desenvolvimentos futuros: comentários finais ao trabalho desenvolvido, respetivas limitações e a sua relevância no campo de conhecimentos e propostas de desenvolvimento futuro;



## 2 Revisão da literatura

Neste capítulo são apresentados os conceitos e abordagens que suportam o trabalho desenvolvido nesta dissertação. O conceito de serviços dos ecossistemas (SE) encontra-se enquadrando e aprofundado de acordo com o paradigma atual de mapeamento de SE. É realizada uma revisão dos vários tipos de abordagens de mapeamento existentes com o objetivo de sistematizar o estado atual do conhecimento nesta temática e de enquadrar as abordagens existentes para o serviço de polinização.

Neste sentido, o serviço de polinização encontra-se enquadrado na ótica do conceito de SE e contextualizado quanto ao seu funcionamento, às pressões que ameaçam o seu fluxo e aos respetivos impactes no bem-estar humano. Nesta perspetiva, as abordagens de mapeamento do serviço de polinização são exploradas quanto à sua capacidade em promover estratégias necessárias para a sua sustentação. Esta revisão serve como ponto de partida para a seleção dos métodos e materiais a serem utilizados durante a prossecução deste estudo.

### 2.1 Enquadramento e definição do conceito de serviços dos ecossistemas

O conceito de SE pode ser definido como os contributos diretos ou indiretos dos ecossistemas (naturais e seminaturais) para o bem-estar humano (Haines-Young e Potschin, 2013; TEEB, 2010). Os ecossistemas, através dos processos e funções ecológicas resultantes das interações entre a diversidade biológica e os fatores abióticos, fornecem aos seres humanos um conjunto de serviços que se traduzem sobre a forma de benefícios materiais ou experiências essenciais ao seu bem-estar (De Groot et al., 2002; Haines-Young e Potschin, 2013, 2010). São exemplo o fornecimento de alimentos, água e energia, a proteção contra cheias e tempestades, a polinização, regulação do clima e o recreio (De Groot et al., 2002; Haines-Young e Potschin, 2010).

Nesta perspetiva, os ecossistemas podem ser designados como uma forma de capital, neste caso natural, que constitui um *stock* responsável pelo fornecimento de um fluxo de serviços ao longo do tempo (Costanza et al., 1997). Esta concepção, que teve a sua origem no final da década de 70, tem como propósito aumentar a percepção e o interesse público quanto à importância da conservação da biodiversidade ao apresentar um argumento que se baseia na dependência do ser humano à perpetuidade deste fluxo (Braat e De Groot, 2012; Hauck et al., 2013a).

Este conceito viu a sua popularidade crescer no meio científico na década de 90, fruto da proliferação de métodos e estudos que relacionam os sistemas ecológicos com os económicos (Braat e De Groot, 2012; De Groot et al., 2002). A publicação de Costanza et al. (1997) teve especial destaque com a sua tentativa de estimar o valor económico global do capital natural e dos SE. Aparte das críticas respeitantes à natureza ética em atribuir um valor monetário à natureza (Braat e De Groot, 2012; Gómez-Baggethun e Martín-López, 2015), este estudo mostrou o quão subavaliados são os SE durante o planeamento e gestão de recursos. O facto dos SE não terem um valor de mercado diretamente equiparável ao capital manufacturado, tem conduzido a decisões insustentáveis na alocação de recursos naturais (Costanza et al., 1997).

Este facto foi reforçado pela publicação do *Millennium Ecosystem Assessment* (MA). Este estudo internacional, decorrido entre 2001 e 2005 e apoiado pelo Programa das Nações Unidas para o Ambiente (PNUA), teve como objetivo aprofundar o conhecimento acerca das consequências das alterações nos ecossistemas para o bem-estar humano. Uma das principais conclusões assenta na degradação global de 60% dos SE estudados. Este facto deriva da crescente conversão dos ecossistemas em ocupações urbanas, agrícolas, de produção e extração de recursos paralela à aceleração da perda de biodiversidade e degradação dos ecossistemas (MA, 2005).

No seguimento deste estudo, surgiu a iniciativa internacional *The Economics of Ecosystem and Biodiversity* (TEEB) em 2007, também apoiado pelo PNUA. Foi concebida com o objetivo de criar abordagens e plataformas que permitissem aos decisores reconhecer e demonstrar os benefícios económicos da biodiversidade e os custos inerentes à sua degradação. Pretende assim que a atribuição de um valor económico aos SE facilite a respetiva incorporação de uma forma mais explícita em contextos de decisões económicas. Deste modo, tem como finalidade a criação e consolidação de mecanismos que permitam capturar esses valores e considerá-los nas tomadas de decisão através de instrumentos baseados em mercados, como é o caso dos Pagamentos por Serviços dos Ecossistemas (PES) (TEEB, 2010).

Durante a evolução do conceito têm surgido diversas definições e propostas para o categorizar em tipologias (De Groot et al., 2002; Fisher et al., 2009; Haines-Young e Potschin, 2013; MA, 2005; TEEB, 2010; Wallace, 2007). De modo a facilitar a comunicação e utilização do conceito em contextos práticos, tem-se procurado uniformizar as respetivas definições e sistemas de classificação (Haines-Young e Potschin, 2013). O sistema de classificação adoptado pela *European Environment Agency* (EEA), o *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES) (Haines-Young e Potschin, 2013), divide os SE em três categorias:

- Serviços de provisão: todos os outputs nutricionais, materiais e energéticos originados pela diversidade biológica; são exemplo as culturas agrícolas, a água para consumo, a madeira, as fibras e os recursos medicinais.
- Serviços de regulação e manutenção: englobam todos os mecanismos de mediação ou moderação, conduzidos pela diversidade biológica, do meio ambiente que afeta o desempenho humano; são exemplo a regulação do clima pela redução de concentração de gases de efeito de estufa, a proteção contra cheias e tempestades, o ciclo hidrológico e manutenção do fluxo de água, o controlo de pragas e a polinização.
- Serviços culturais: todos os *outputs* não materiais que influenciam o estado mental e físico das pessoas; são exemplo o recreio e o turismo de natureza, o desenvolvimento cognitivo e a experiência espiritual.

Vários modelos conceptuais têm sido igualmente propostos com o intuito de demonstrar a natureza transdisciplinar do conceito, esquematizando os fluxos de serviços existentes entre os ecossistemas e os sistemas socioeconómicos (De Groot et al., 2010b; Haines-Young e Potschin, 2010; MA, 2005; Mace et al., 2011; Potschin e Haines-Young, 2011). Na mesma óptica de sistematização, o modelo de cascata proposto por Haines-Young e Potschin (2010) oferece uma



abordagem conceptual que permite capturar os diferentes aspetos associados aos SE. Este modelo foi adoptado pelo TEEB (De Groot et al., 2010b) e utilizado como base para a abordagem do CICES (Haines-Young e Potschin, 2013) e como fonte de inspiração para outros modelos conceptuais (Gómez-Baggethun et al., 2014; Martín-López et al., 2014).

O modelo de cascata, apresentando na Figura 2.1 na sua versão mais recente, coloca os SE entre os sistemas naturais e humanos, distinguindo os mecanismos e processos pelos quais são gerados. Neste modelo, as estruturas e processos ecológicos presentes num ecossistema são responsáveis pelas suas funções, caracterizadas pela respetiva capacidade em oferecer algo potencialmente útil ao ser humano. As funções dos ecossistemas podem assim ser definidas como a capacidade ou o potencial de fornecimento de SE. Os SE são o resultado final provenientes destas funções, contribuindo para a produção de benefícios que sejam valorizados pelas pessoas. Neste contexto, um SE apenas é considerado como um serviço na existência de um beneficiário humano. A oferta efetiva de um SE refere-se às respetivas quantidades disponíveis que são aproveitadas ou consumidas nas áreas onde o serviço é procurado (Crossman et al., 2013; De Groot et al., 2010b; Haines-Young e Potschin, 2010; Potschin e Haines-Young, 2011).

Dentro dos limites dos sistemas socioeconómicos, importa distinguir o conceito de benefício e de valor. Um benefício é visto como um ganho no bem-estar, podendo ou não ser percebido de igual forma por diferentes grupos de pessoas em diferentes locais e alturas do tempo. Por sua vez, o valor depende desta percepção, podendo ser expresso em termos económicos ou sociais, englobando aspetos morais, estéticos e espirituais. Estes valores podem ser utilizados pela sociedade como justificação à alteração da gestão dos ecossistemas de forma a minimizar as pressões que afectam o seu estado (Potschin e Haines-Young, 2011).

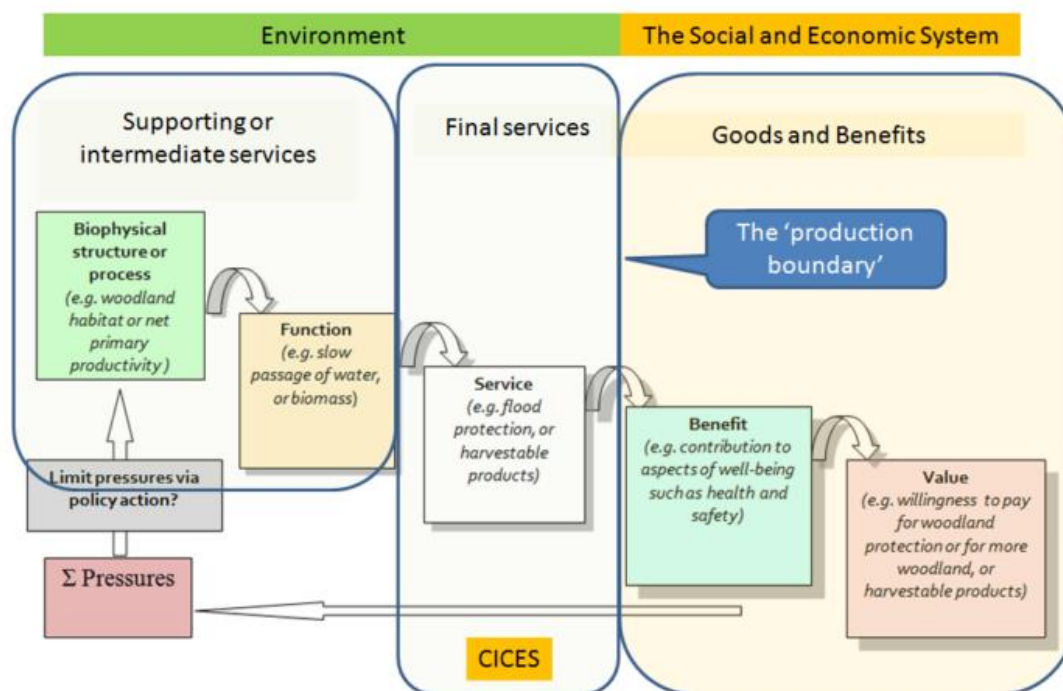


Figura 2.1 - Modelo de cascata do fluxo de serviços entre os ecossistemas e os sistemas socioeconómicos. Fonte: Haines-Young e Potschin (2013).

Num contexto de tomada de decisão, abordagens como o modelo de cascata auxiliam a formulação de questões relativas à natureza deste fluxo, tais como: qual a relação entre o estado das estruturas, processos e funções e o nível de fornecimento dos SE; quais os limites críticos de oferta de um SE; de que forma e em que quantidades os SE chegam aos seus beneficiários; quais as pressões que limitam este fluxo e que respostas podem ser dadas para o conservar e potenciar; e de que forma estas relações podem ser avaliadas (Potschin e Haines-Young, 2011).

A ausência deste conhecimento dificulta a avaliação dos impactos que diferentes alternativas de gestão dos recursos naturais podem ter nos sistemas ecológicos e económicos (Maes et al., 2016a; Potschin e Haines-Young, 2011). Apesar do esforço científico, é ainda escassa a tradução destes conceitos em contextos práticos de forma a corresponder às expectativas e necessidades dos decisores (Cowling et al., 2008; De Groot et al., 2010a). A criação da plataforma *Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES), em 2012, pretende dar resposta a estas questões, promovendo a comunicação entre a investigação e governantes (Gómez-Baggethun et al., 2014; Maes et al., 2012a). Em paralelo, têm sido financiados um conjunto de projetos, dentro dos quais o OpenNESS, de forma a operacionalizar este conceito no planeamento do território e na gestão do ambiente (Gómez-Baggethun et al., 2014).

## **2.2 Mapeamento dos serviços dos ecossistemas**

### **2.2.1 Mapeamento dos serviços dos ecossistemas para o suporte à decisão**

A existência de instrumentos que permitam mapear, modelar e quantificar os SE é tida como um dos pré-requisitos para a operacionalização deste conceito nas tomadas de decisão (Burkhard et al., 2013; Cowling et al., 2008; Maes et al., 2012a; Nahuelhual et al., 2015). O fornecimento dos SE é espacialmente explícito dado a sua dependência pela distribuição espacial e configuração dos ecossistemas (Burkhard et al., 2013; Crossman et al., 2013; Maes et al., 2012a). Além disso, os benefícios gerados nem sempre coincidem geograficamente com o fornecimento do serviço (ver Figura 2.2) (Bagstad et al., 2013; Fisher et al., 2009; Palomo et al., 2013; Serna-Chavez et al., 2014). Deste modo, a valorização destes benefícios implica o conhecimento de onde os serviços estão a ser produzidos e em que locais estão a ser procurados (Crossman et al., 2013; Maes et al., 2016a, 2012a). A ausência do mapeamento deste fluxo pode conduzir a quantificações incertas do nível de fornecimento de SE e, por conseguinte, sem utilidade para suportar uma decisão (Braat e De Groot, 2012).

Os mapas de SE constituem uma importante ferramenta de suporte à decisão, contribuindo para o planeamento do território e gestão do ambiente a diversos níveis, como se exemplifica na Figura 2.3. Estabelecem uma ferramenta de comunicação e de partilha de conhecimento útil para iniciar discussões com os *stakeholders* (e.g.: decisores, cientistas, agricultores ou o público em geral), permitindo-lhes visualizar os locais onde os serviços estão a ser gerados e utilizados (Drakou et al., 2015; Hauck et al., 2013b; Maes et al., 2013; Pagella e Sinclair, 2014; Palomo et al., 2013). A sua visualização permite salientar as áreas excedentárias e em déficit consoante os diferentes níveis de

fornecimento e de procura pelos serviços (Burkhard et al., 2014, 2012; Maes et al., 2016a; Pagella e Sinclair, 2014; Serna-Chavez et al., 2014).

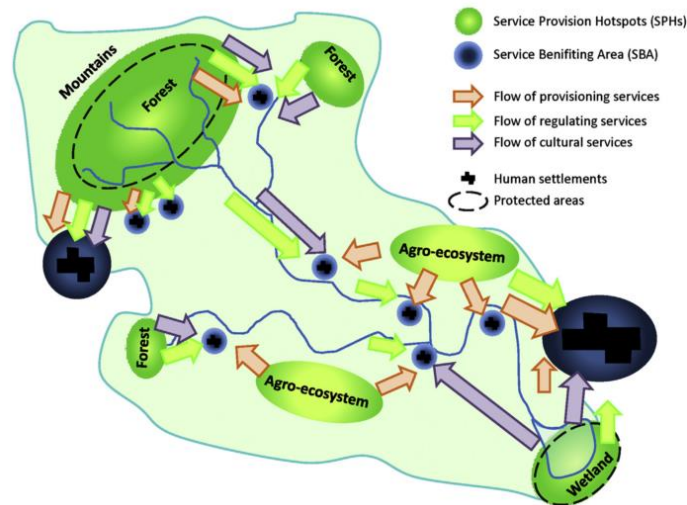


Figura 2.2 - Fluxos de SE entre diferentes tipos de ecossistemas e áreas beneficiárias. Fonte: Palomo et al. (2013).

Além disso, contribui para a compreensão das interações entre serviços a diferentes escalas espaciais e temporais (ver Figura 2.3). Em particular, na identificação de áreas onde existem *trade-offs*, i.e. conflitos ou incompatibilidades de níveis de fornecimento desejáveis entre dois ou mais serviços, ou de sinergias entre SE (Maes et al., 2016a; Pagella e Sinclair, 2014; Tallis e Polasky, 2009). O conhecimento adquirido aquando a concepção dos mapas permite suportar e legitimar a demonstração do efeito que diferentes tipos de gestão têm no fornecimento dos serviços (De Groot et al., 2010a). Tomando o exemplo da Figura 2.4, o estudo destas relações permite auxiliar a demonstração dos níveis equilibrados de SE associados a uma paisagem agrícola restaurada em comparação com uma ocupação agrícola intensiva, onde o aumento de intensidade de produção de alimentos resulta na deterioração dos serviços de regulação, muitos dos quais essenciais ao equilíbrio dos sistemas agrícolas (Bommarco et al., 2013; Braat e De Groot, 2012; De Groot et al., 2010a; Kremen e Ostfeld, 2005).

O mapeamento dos SE e respetiva utilização dos mapas, consoante a sua robustez, pode assim suportar a aplicação do conceito de SE em contextos práticos de diversas formas, entre as quais: na identificação de áreas prioritárias de conservação ou para restauro consoante os níveis de oferta e de procura de SE; no planeamento e gestão de áreas protegidas; na delimitação de corredores ecológicos que potenciam o fornecimento de serviços dentro e fora das áreas protegidas; no fornecimento de informação que sustente as avaliações do valor económico dos ecossistemas e respetivos serviços e respetiva integração nos sistemas de reporte e contabilidade verde; na avaliação do desempenho de políticas de biodiversidade; e no auxílio ao estabelecimento de esquemas de PES (Crossman et al., 2013; Maes et al., 2016a, 2014a, 2012a; Schägner et al., 2013; Schröter et al., 2015; Wolff et al., 2015).

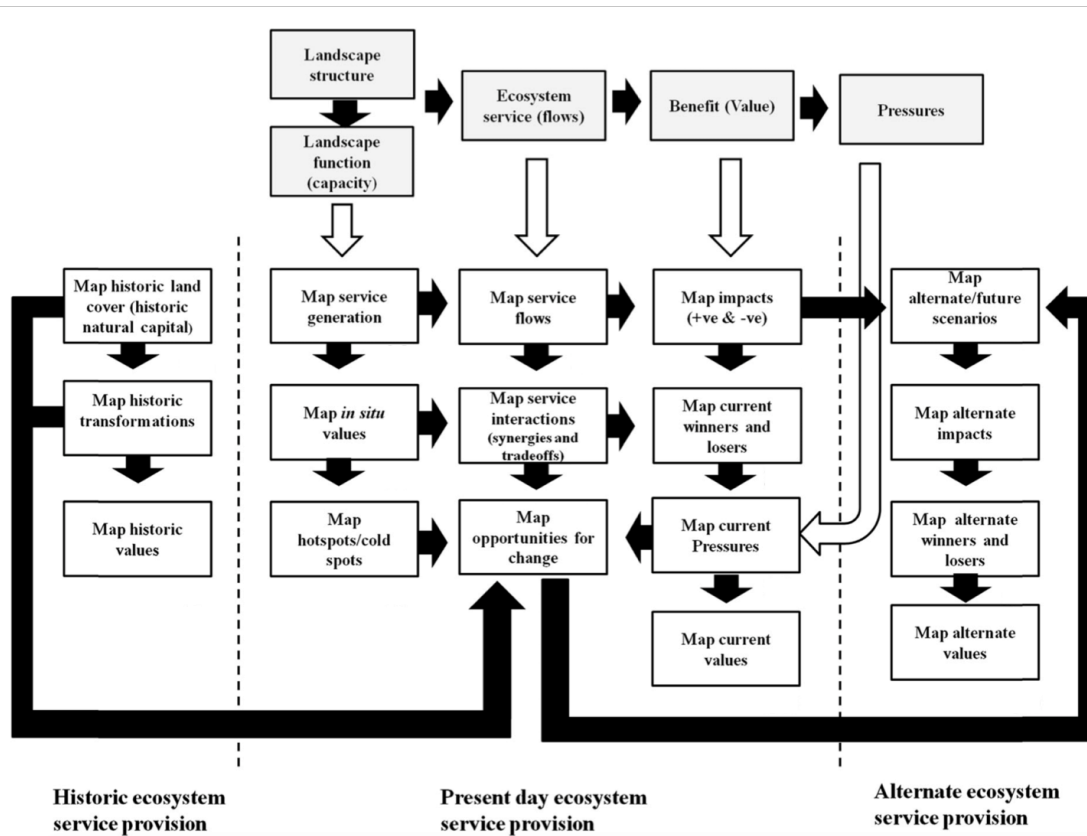


Figura 2.3 - Mapeamento dos diferentes tipos de relações espaciais e temporais entre SE. Fonte: Pagella e Sinclair, 2014.

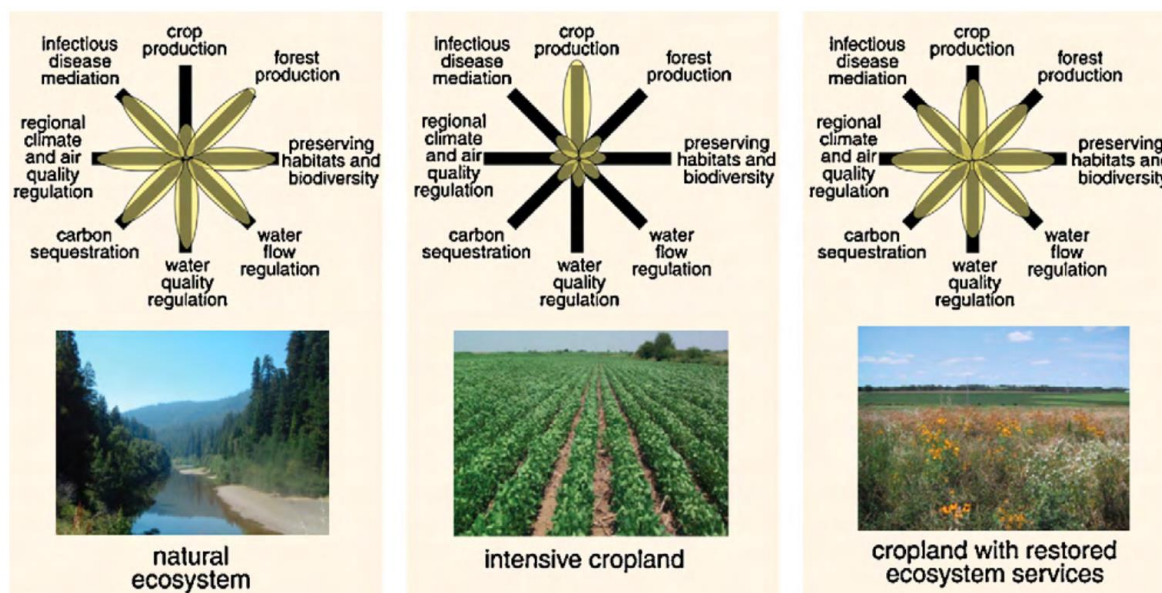


Figura 2.4 - Comparação de *trade-offs* de SE associados a diferentes tipos de uso do solo. Fonte: Foley et al. (2005).

A Estratégia Europeia da Biodiversidade para 2020 solicita aos EM que produzam informação que permita mapear e avaliar estas relações (European Commission, 2011). Uma das metas desta estratégia tem como objetivo que, "até 2020, os ecossistemas e respetivos serviços sejam mantidos e valorizados mediante a criação de infraestruturas verdes e da recuperação de, pelo menos, 15% dos ecossistemas degradados" (European Commission, 2011). A Ação 5, que suporta esta meta, requiere

que os "Estados Membros, com a assistência da Comissão Europeia, procedam, até 2014, à cartografia e avaliação do estado dos ecossistemas e seus serviços no seu território nacional, avaliem o valor económico desses serviços, e promovam a integração desses valores em sistemas de contabilidade e comunicação de informações a nível nacional e da UE" (European Commission, 2011).

Para apoiar o cumprimento desta ação, foi criado o grupo de trabalho *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* (MAES) de forma a estabelecer uma abordagem conceptual e diretrizes de mapeamento que permita aos EM procederem ao seu exercício (Maes et al., 2016b, 2014b, 2013). O trabalho conduzido neste âmbito é particularmente importante na criação de conhecimento que suporte a implementação de futuras políticas relacionadas com a biodiversidade, água, clima, agricultura, florestas e planeamento regional (Maes et al., 2014b). Os mapas produzidos neste âmbito podem potenciar a comunicação entre agências responsáveis pelos diferentes sectores e facilitar a sua colaboração, a diferentes escalas, na gestão do fornecimento de SE (De Groot et al., 2010a; Pagella e Sinclair, 2014).

Em Portugal, foi realizado um estudo piloto no âmbito do MAES, com foco na região NUTS II do Alentejo, tendo-se procedido ao mapeamento de ecossistemas florestais e agrícolas, com base num conjunto restrito de SE, designadamente os serviços de provisão de produção vegetal, animal e de fibra e os serviços de regulação de proteção do solo e sequestro de carbono (Marta-Pedroso et al., 2014a). Um programa piloto no Parque Natural da Serra de São Mamede, no âmbito da iniciativa TEEB e associado ao MAES, também foi conduzido (Marta-Pedroso et al., 2014b), estando previsto estender este processo a todos os Parques Naturais até 2020 (MAOTE, 2015).

Os mapas produzidos devem ter detalhe suficiente para conseguirem capturar os vários tipos de SE e os impactes associados a vários cenários de gestão local, possibilitando a sua agregação e apresentação por regiões (Pagella e Sinclair, 2014). É necessário considerar as diferentes escalas de decisão na avaliação integrada de SE de modo a acompanhar os diferentes requisitos dos planos e políticas (Pagella e Sinclair, 2014). Porém, a falta de informação de base é o principal obstáculo para o cumprimento destes objetivos, sendo comum o recurso a estimativas grosseiras (Burkhard et al., 2009; Eigenbrod et al., 2010a; Maes et al., 2014b; Wolff et al., 2015). A produção de informação consistente e de qualidade, que permita quantificar e avaliar os serviços, é essencial para que sejam produzidos resultados fidedignos que sejam úteis aos *stakeholders* para a respetiva aplicação no planeamento do território (Hauck et al., 2013b; Maes et al., 2012a) e para que as metas propostas pelas estratégias de conservação sejam monitorizadas e cumpridas (Burkhard et al., 2013; Maes et al., 2014b, 2013).

## **2.2.2 Estado da arte do mapeamento de serviços dos ecossistemas**

De modo a cumprir as várias funcionalidades descritas, é importante que a abordagem de mapeamento considere ambos os lados da oferta e da procura dos SE, assim como os respetivos fluxos entre as áreas fornecedoras e beneficiárias dos serviços (Andrew et al., 2015; Burkhard et al., 2014, 2012; Crossman et al., 2013; Maes et al., 2016a; Serna-Chavez et al., 2014; Wolff et al., 2015).

O procedimento geral de mapeamento de SE pode ser esquematizado na Figura 2.5, sendo necessária a obtenção de informação e materiais que consigam capturar as relações entre as estruturas e funções responsáveis pelo fornecimento do serviço, assim como a identificação espacial detalhada das áreas beneficiárias (De Groot et al., 2010a; Maes et al., 2016a). Contudo, a finalidade do estudo a realizar e a informação disponível condicionam o aprofundamento destes sistemas no procedimento de mapeamento e a sua complexidade metodológica (Andrew et al., 2015; Maes et al., 2016a, 2014b; Martínez-Harms e Balvanera, 2012).



Figura 2.5 - Exemplo do mapeamento da oferta de um SE com base nas relações entre as propriedades do território e observações empíricas e respetiva identificação das áreas beneficiárias. Adaptado de: De Groot et al. (2010).

O mapeamento deve ser idealmente feito com base em dados primários, sendo produzidos com recursos a medições feitas diretamente no campo (Martínez-Harms e Balvanera, 2012). Nem sempre é possível recorrer a este tipo de dados, devido à indisponibilidade de recursos materiais e humanos e tempo disponível para a sua obtenção (Martínez-Harms e Balvanera, 2012). A maior parte dos exercícios de mapeamento recorrem a dados secundários (e.g.: cartografia de uso e ocupação do solo, estatísticas nacionais, bases de dados) produzidos para outros efeitos (Andrew et al., 2015; Martínez-Harms e Balvanera, 2012). Na Tabela 2.1 exemplificam-se os vários tipos de dados normalmente utilizados no mapeamento de SE.

Tabela 2.1 - Exemplos de dados primários e secundários utilizados no mapeamento de SE. Fonte: Andrew et al. (2015) e Martínez-Harms e Balvanera, 2012.

<b>Tipos de dados</b>	<b>Primários</b>	<i>Dados biofísicos</i> Observações e medições empíricas na área de estudo. <i>Dados socioeconómicos</i> Inquéritos; entrevistas.
	<b>Secundários</b>	<i>Dados biofísicos</i> Cartografia de uso e ocupação do solo, de <i>habitats</i> , vegetação e biomassa; cartografia temática (clima, solos, relevo, hidrografia; culturas agrícolas); imagens de satélite; bases de dados. <i>Dados socioeconómicos</i> Rede de estradas; densidade populacional; censos; fotos; estatísticas de produção agrícola. <i>Mistos</i> Conhecimento de especialistas; literatura.

Um dos métodos mais simples de mapeamento passa pela dedução da capacidade de fornecimento e dependência de SE associada a cada uso do solo. Geralmente recorre-se a matrizes, também denominadas na literatura por *look-up tables* (Martínez-Harms e Balvanera, 2012; Schröter et al., 2015), que cruzam os vários tipos de ocupação do solo com informação referente aos níveis de oferta e de procura dos SE (ver Figura 2.6, *Tier 1*). Esta inferência pode ser binária, avaliando o fornecimento/procura ou não do serviço, ou qualitativa, atribuindo pontuações, geralmente de 0 a 5, a cada ocupação do solo consoante a sua capacidade de fornecimento e de dependência do serviço. Este procedimento pode ser feito com recurso a informação e matrizes existentes na literatura ou recorrendo ao conhecimento de especialistas. Este método apenas fornece estimativas grosseiras, que não têm em conta a heterogeneidade do território e por isso muitas vezes desajustadas das características locais. Dado o seu carácter qualitativo, não fornece, à partida, informação com a robustez necessária que uma tomada de decisão exige, sendo no entanto útil para se obter uma visão geral dos SE na área de estudo (Burkhard et al., 2012, 2009; Jacobs et al., 2015; Martínez-Harms e Balvanera, 2012; Schröter et al., 2015).

O mapeamento colaborativo é um método complementar útil para de certa forma validar a matriz desenvolvida, ao mesmo tempo que avalia as percepções e conhecimento dos *stakeholders* da área de estudo. É pedido aos participantes que identifiquem, em mapas, os locais que eles percebem como importantes para o fornecimento de SE e que lhes conferem produtos ou experiências benéficas ao seu bem-estar (García-Nieto et al., 2015; Palomo et al., 2013). Estes mapas podem servir igualmente como base de discussão das preferências e valores que os *stakeholders* atribuem a um determinado SE assim como na identificação de áreas onde esse consumo é mais acentuado (García-Nieto et al., 2015; Palomo et al., 2014, 2013). Existem um conjunto de aplicações deste método em Parques Naturais, incluindo no PNSACV, demonstrando-se útil na identificação de conflitos e tendências de usos do solo e efeitos potenciais no fornecimento dos SE e respetivas consequências no consumo dos mesmos, promovendo ainda a comunicação entre *stakeholders* (Clemente et al., 2015; García-Nieto et al., 2015; Palomo et al., 2014, 2013).

Ainda no campo das matrizes, pode-se recorrer a estatísticas agregadas (*e.g.*: regionais ou nacionais) para estimar os valores de SE associados. Dados qualitativos e quantitativos obtidos através de questionários, bases de dados, preços de mercados e estatísticas demográficas e de população podem ser trabalhados e cruzados com os usos do solo relevantes para estimar a oferta e procura pelos serviços. O recurso a várias camadas de informação (*Layers*), com vários tipos de cartografia temática (*e.g.*: cartas agrícolas), permite ajustar os valores atribuídos consoante a presença de diferentes variáveis que não se encontram diretamente representadas na cartografia de ocupação do solo (ver Figura 2.6, *Tier 2*). A validade do resultado final depende do nível de agregação dos dados disponíveis e da escala a que se está a trabalhar. No caso dos serviços de provisão alimentar, cujas quantidades produzidas normalmente encontram-se disponíveis em bases de dados e em estatísticas, este método fornece uma alternativa viável (Schröter et al., 2015; Wolff et al., 2015).



A utilização de modelos colmata algumas das limitações dos métodos anteriores ao introduzir conhecimento sobre o efeito que as relações entre as variáveis ambientais presentes nas estruturas, processos e funções têm no fornecimento de um serviço (ver Figura 2.6, *Tier 3*). Constituem o tipo de método mais utilizado no mapeamento de SE (Martínez-Harms e Balvanera, 2012). Sendo os modelos simplificações da realidade, a validade dos resultados irá depender da complexidade dos mesmos e da qualidade das parametrizações consideradas (Willemen et al., 2015).

Existem diversas ferramentas e metodologias de modelação disponíveis. Embora seja pouco recorrente, alguns modelos permitem capturar o balanço entre a oferta e procura e identificar possíveis razões que determinam as quantidades do fluxo existente (Maes et al., 2016a). O *Integrated Tool to Value Ecosystem Services and Trade-offs* (InVEST), desenvolvido pela *Natural Capital Project* (<http://naturalcapitalproject.org/invest/>), contém módulos para um conjunto diversificado de SE, com a possibilidade de avaliar as tendências de fornecimento do SE, *trade-offs* e o valor monetário e não-monetário (dependendo do serviço) (Tallis e Polasky, 2009), sendo uma das ferramentas mais utilizadas para estes fins (Maes et al., 2016a). Existem também abordagens de modelação, que podem ser adaptadas pelo utilizador, delineadas para contextos específicos de decisão (Maes et al., 2016a). O *Ecosystem Services Mapping Tool* (ESTIMAP), desenvolvido pela *Joint Research Center* (JRC) é um exemplo deste tipo de abordagem, desenvolvido inicialmente para ser aplicado à escala europeia e para um número restrito de SE, podendo no entanto ser adaptado e aplicado a escalas com maior detalhe (Zulian et al., 2014).

A extrapolação espacial de valores é também uma prática comum (Martínez-Harms e Balvanera, 2012). Este método consiste no mapeamento dos SE em estudo com base em medições realizadas num conjunto de locais representativos dentro da área de estudo e ponderados para a restante região tendo em conta as ocupações do solo presentes (Martínez-Harms e Balvanera, 2012; Schröter et al., 2015). Apesar de produzir resultados com base em dados empíricos, tem ainda o potencial de mascarar a heterogeneidade do território ao atribuir um valor uniformizado a cada categoria cartográfica sem ter em conta outras variáveis (Eigenbrod et al., 2010a; Martínez-Harms e Balvanera, 2012). A utilização de dados secundários na extrapolação espacial é também recorrente, sendo usualmente denominada por transferência de benefícios (Andrew et al., 2015; Maes et al., 2016a; Wolff et al., 2015). Pode ser feita com recurso à transferência de valores em unidades biofísicas ou monetárias existentes em casos de estudo com ecossistemas e biomas semelhantes na literatura, sendo estes adaptados à área de estudo (Maes et al., 2016a; Troy e Wilson, 2006; Wolff et al., 2015). A sua utilização deve ser cautelosa, visto que esta transferência tem uma propagação de erros associada que pode comprometer a utilidade do mapa como ferramenta de gestão (Eigenbrod et al., 2010b).

Por fim, o recurso a modelos de regressão ambiental apresenta-se como o método mais promissor em produzir os resultados mais próximos da realidade (Martínez-Harms e Balvanera, 2012; Schröter et al., 2015). Neste método, as medições diretas de SE (variáveis dependentes) são modeladas e extrapoladas para o restante território consoante a relação com a informação biofísica e tipo de gestão do local (variáveis independentes) (Martínez-Harms e Balvanera, 2012; Schröter et al., 2015).



Martínez-Harms e Balvanera (2012) recomendam uma maior aposta na utilização destes métodos dado o seu poder explanatório das variáveis determinantes no fornecimento e distribuição dos SE de uma forma quantitativa. Este aprofundamento do conhecimento permite consequentemente o aperfeiçoamento das ferramentas de modelação. A única desvantagem deste método passa pelo tempo e recursos necessários para a sua execução (Martínez-Harms e Balvanera, 2012).

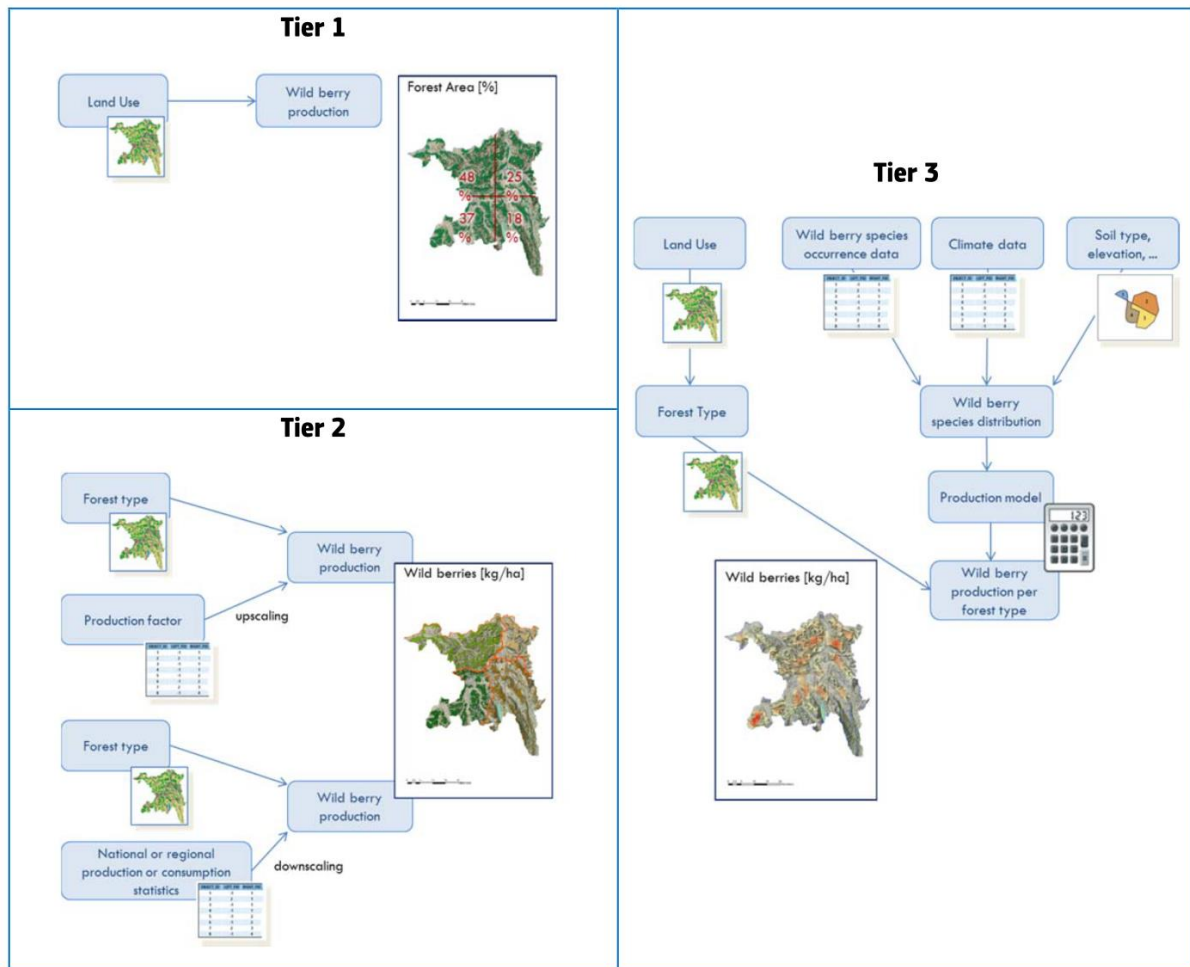


Figura 2.6 - Diferentes níveis de complexidade metodológica (*Tiers*) no mapeamento de um serviço de provisão. Fonte: Maes et al. (2014b).

Schröter et al. (2015) propõem uma categorização destes métodos de acordo com a respetiva adequabilidade para servir as exigências de cada tipo de decisão. A sua escolha deve ser determinada em consonância com a incerteza associada a cada método e nível de confiança dos resultados admitido nas tomadas de decisão (ver Figura 2.7). Os métodos que recorrem a matrizes binárias e qualitativas apenas se adequam a contextos de reconhecimento do valor (e.g.: existência ou não de *hotspots* de SE). Os métodos que recorrem a matrizes que consideram várias camadas de informação, a modelos, à extrapolação espacial de dados primários e à regressão ambiental apresentam maior potencial de produzirem informação que permita o reconhecimento e captura de valores que sejam adequados à monitorização e reporte do estado dos ecossistemas e na delimitação de instrumentos de conservação e compensação (e.g.: PES).

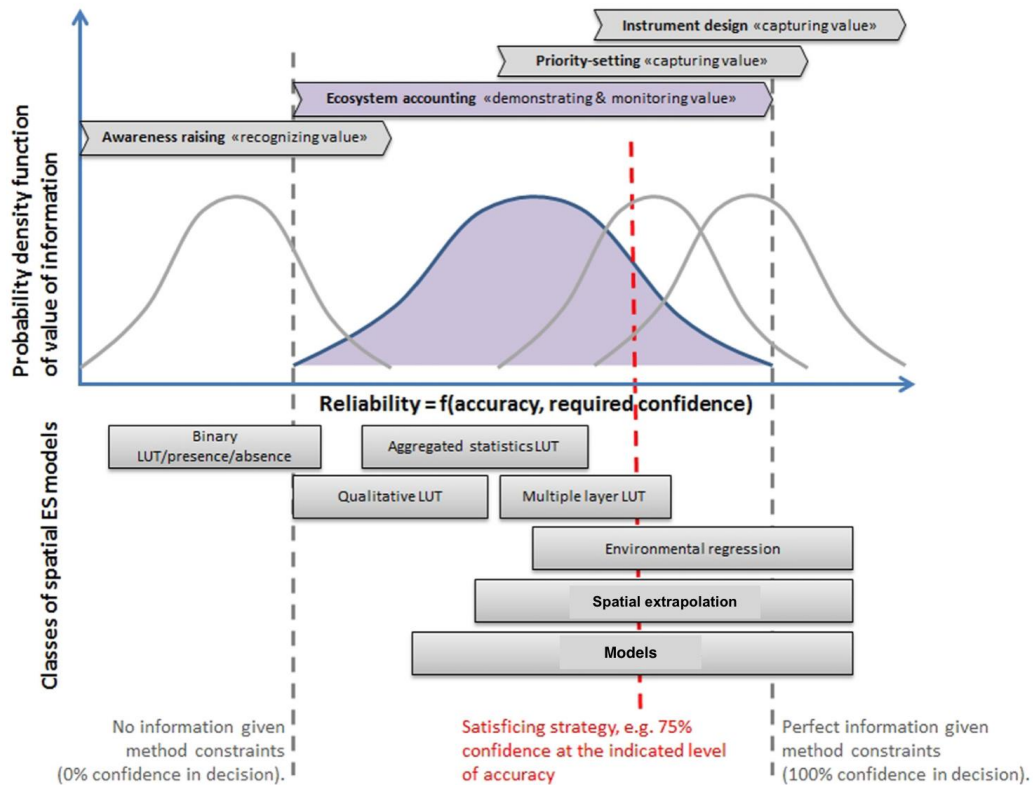


Figura 2.7 - Adequabilidade de cada abordagem de mapeamento consoante o nível de confiança requerido pelo tipo de decisão. Adaptado de: Schröter et al. (2015).

A incerteza associada à cartografia e métodos utilizados é um aspeto pouco explorado e avaliado (Hou et al., 2013; Schulp et al., 2014a). Os parâmetros utilizados, muitas vezes baseados em estimativas grosseiras, têm uma incerteza associada que deve ser quantificada de modo a avaliar o seu efeito nos resultados finais (Hou et al., 2013; Lonsdorf et al., 2011, 2009). A validação de métodos que utilizam estimativas qualitativas e valores padrão referidos na literatura com informação de campo é também pouco frequente, sendo necessário um maior esforço neste sentido de forma a aumentar o nível de confiança dos mesmos (Andrew et al., 2015).

A seleção da escala dos materiais cartográficos, do tipo de dados e métodos determina a credibilidade dos resultados finais (Eigenbrod et al., 2010a; Schulp e Alkemade, 2011; Schulp et al., 2014a; Van der Biest et al., 2015). A comparação entre diferentes abordagens e respetivas discrepâncias nos resultados finais é encorajada de forma a identificar as representações mais credíveis (Andrew et al., 2015). Embora algumas comparações já tenham sido feitas nesse sentido (Eigenbrod et al., 2010a; Schulp e Alkemade, 2011; Schulp et al., 2014a; Van der Biest et al., 2015), é necessário que mais estudos se refiram a esta temática (Andrew et al., 2015; Pagella e Sinclair, 2014).

Para o mesmo serviço existe uma diversidade de métodos e modelos com base em diferentes indicadores, dificultando assim a comparação dos resultados obtidos (Crossman et al., 2013; Maes et al., 2016a; Martínez-Harms e Balvanera, 2012; Pagella e Sinclair, 2014). Vários autores defendem a criação de uma abordagem de mapeamento uniformizada como uma necessidade para combater a

inconsistência de métodos e de indicadores utilizados (Crossman et al., 2013; Maes et al., 2016a; Pagella e Sinclair, 2014).

A utilização do modelo de cascata como base de suporte à abordagem de mapeamento é tida como uma solução para a uniformização de linguagem, indicadores e métodos utilizados, facilitando a partilha de informação entre praticantes e a comparação dos resultados obtidos e posterior reporte (Maes et al., 2016a). Por outro lado, a diversidade de métodos permite inovar e visualizar o mesmo problema de várias perspetivas, sendo essencial em contextos complexos para os quais procedimentos uniformizados não conseguem capturar as características dos sistemas ecológicos e socioeconómicos (Pagella e Sinclair, 2014).

Regista-se uma predominância de estudos a focarem-se unicamente na distribuição do fornecimento dos serviços sem ter em conta os sistemas socioeconómicos (Andrew et al., 2015; Crossman et al., 2013; Wolff et al., 2015). Mais recentemente, fruto da crescente necessidade de operacionalização do conceito, começam a surgir um maior número de estudos focados no mapeamento da procura de SE (Maes et al., 2016a; Wolff et al., 2015). Porém, é ainda rara a avaliação espacial dos fluxos de SE (Maes et al., 2016a; Pagella e Sinclair, 2014; Serna-Chavez et al., 2014). Este mapeamento permite avaliar os níveis de fornecimento de um serviço com base na distância a que as áreas beneficiárias se encontram das áreas que o produzem. Sem esta prática, não é possível fazer um balanço entre a oferta e procura de SE, não se identificando assim, de forma explícita, as áreas e *stakeholders* que poderão ser beneficiados ou prejudicados por uma mudança no fornecimento de SE (Crossman et al., 2013; Pagella e Sinclair, 2014). Este tópico merece especial atenção de modo a que os mapas permitam suportar diferentes cenários de apoio à gestão e decisão, não só na conservação de áreas fornecedoras como das redes e vectores que estabelecem a ligação com as áreas beneficiárias (Bagstad et al., 2013).

Apesar da interação e envolvimento dos *stakeholders* ser um aspeto tido como fundamental a ser encorajado, ainda é pouco frequente na literatura científica a integração do seu conhecimento e percepções durante as práticas de mapeamento (Pagella e Sinclair, 2014). O seu contributo social permite complementar os resultados técnicos obtidos pelos vários métodos descritos, capturando aspetos que não seriam possíveis sem o conhecimento local (Pagella e Sinclair, 2014). A sua integração durante as várias fases do estudo pode potenciar o grau de aceitação dos resultados e a sua legitimidade (Hauck et al., 2013b). Ademais, é especialmente importante testar os mapas produzidos com os vários tipos de *stakeholders* relevantes ao caso de estudo de forma a entender quais as suas visões em relação à sua utilização (Hauck et al., 2013b).

Hauck et al. (2013b) testaram um conjunto de mapas com vários tipos de *stakeholders* de acordo com as diferentes escalas espaciais (local, nacional e europeia). Várias oportunidades relativamente à utilização dos mapas foram identificadas pelos participantes, entre as quais a visualização de situações complexas, identificação de *hotspots* de SE, impactes de mudanças de gestão e o seu poder como ferramentas de comunicação. Por outro lado, foi salientado que é necessário ser cauteloso na utilização dos mapas, pois os mesmos podem ser vistos com um "ar de autoridade".

Estes ao serem utilizados como ferramentas legais poderiam intensificar as burocracias e o controlo administrativo, limitando as opções de gestão dos *stakeholders*.

Os mesmos autores afirmam que a interpretação dos mapas pelos *stakeholders* requer um alto nível de transparência, devendo ser esclarecidas as razões específicas para fazer o mapeamento assim como a respetiva informação utilizada. Referem que a maior parte dos mapas produzidos no meio científico não é compatível com as decisões a nível local, facto igualmente enfatizado por outros autores (Nahuelhual et al., 2015; Pagella e Sinclair, 2014). Dado que os *stakeholders* associados a diferentes escalas espaciais podem ter diferentes interesses, os indicadores seleccionados a nível europeu e nacional podem não ser vistos como legítimos por *stakeholders* do nível local (Hauck et al., 2013b).

O maior desafio passa pelo equilíbrio entre a complexidade exigida e a simplicidade necessária à sua leitura e aplicação pelos *stakeholders*, sendo a escala e a disponibilidade de dados fulcrais para assegurar a credibilidade científica dos mapas e dos métodos associados. É pertinente que os mapas venham acompanhados por mapas temáticos complementares, gráficos, tabelas, informação e recomendações práticas da sua utilização e relevância para a gestão (Hauck et al., 2013b; Willemen et al., 2015). O envolvimento abrangente de *stakeholders* na discussão destas questões, assim como os problemas de incerteza dos métodos e respetiva inconsistência são tidos como os maiores desafios a serem ultrapassados nesta temática (Maes et al., 2016a).

## **2.3 A polinização como serviço dos ecossistemas**

### **2.3.1 O contributo da polinização para o bem-estar humano**

A polinização é o ato de transferência do pólen entre a antera (órgão reprodutor masculino) de uma flor para o estigma (órgão reprodutor feminino) da mesma ou de outra flor (Kevan, 1999). Pode ser realizada por fatores abióticos (vento, água e gravidade) ou com recurso a vectores bióticos como insectos (e.g.: abelhas, vespas, sirfídeos e borboletas) e animais vertebrados (e.g.: pássaros e morcegos) (Kevan, 1999; Klein et al., 2007; Kremen et al., 2007).

A polinização biótica tem um papel vital como serviço de regulação nos ecossistemas. Ollerton et al. (2011) estimaram que 87,5% das angiospérmicas (cerca de 308 000 espécies), que constituem o grupo de flora dominante (Kevan, 1999), dependem em parte dos polinizadores para conseguirem produzir sementes e reproduzir-se. Sem polinizadores, muitas plantas não conseguiriam reproduzir-se e sem estas, não haveria recursos alimentares (pólen, néctar e outras recompensas) para que os polinizadores conseguissem subsistir (Ollerton et al., 2011). Esta relação, cuja coevolução remonta há 400 milhões de anos atrás (Kevan, 1999), é uma das mais importantes na sustentação da integridade ecológica da maior parte dos ecossistemas terrestres (Aizen et al., 2009; Kevan, 1999; Ollerton et al., 2011; Potts et al., 2010). Os polinizadores têm um papel importante na estabilidade e funcionamento de várias cadeias alimentares, dada a oferta de recursos alimentares e de abrigo que as angiospérmicas fornecem a diversas espécies (Potts et al., 2016; Senapathi et al., 2015), podendo servir como indicadores do estado dos ecossistemas (Kevan, 1999).

Os humanos também dependem de uma forma direta desta interação, dado que uma percentagem significativa da agricultura depende da existência de polinizadores (Aizen et al., 2009; Hanley et al., 2015; Klein et al., 2007). A polinização aumenta a produção, qualidade e estabilidade de cerca de 70% das culturas agrícolas utilizadas diretamente para consumo humano (Klein et al., 2007). No total, estas culturas são responsáveis por cerca de 35% do volume de produção mundial associado ao total de culturas agrícolas (Klein et al., 2007). No entanto, dado que nem todas as culturas dependem totalmente da polinização mediada por insectos, o volume produzido diretamente atribuído ao serviço é potencialmente mais baixo (Klein et al., 2007). Dentro destas culturas encontram-se diversos frutos, vegetais e sementes (e.g.: maçã, peras, frutos vermelhos, melancia) (Klein et al., 2007). Da restante produção, 60% depende da polinização abiótica (e.g.: cereais, arroz), sendo os restantes 5% desconhecida a respetiva dependência (Klein et al., 2007). Considerando a produção agrícola global, a polinização biótica é responsável por cerca de 3 a 8% do volume produzido (Aizen et al., 2009).

Com base nas percentagens de dependência das culturas agrícolas à polinização (ver Figura 2.8) referidas por Klein et al. (2007), do volume produzido pelas mesmas e respetivos preços de produtor, foi estimado que no ano de 2005 haveria um prejuízo económico global de 153 mil milhões de euros na ausência de insectos polinizadores (Gallai et al., 2009). Este valor representa cerca de 10% do valor económico total da produção das culturas agrícolas (considerando apenas as destinadas para consumo humano) (Gallai et al., 2009). Assente num cenário irrealista de um desaparecimento maciço dos insectos polinizadores, este cálculo tem como objetivo mostrar a importância relativa dos polinizadores e a vulnerabilidade dos sistemas agrícolas à sua ausência (Gallai et al., 2009).

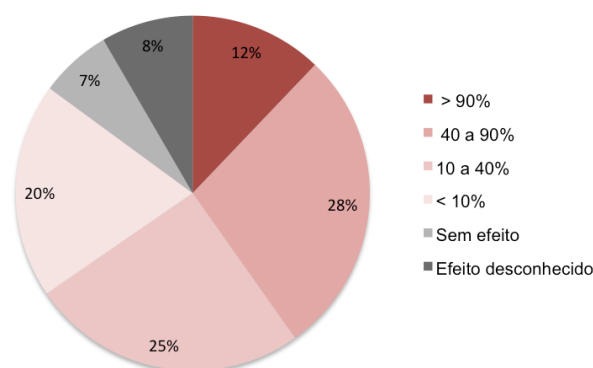


Figura 2.8 - Percentagens de dependência das culturas agrícolas à polinização biótica, que são utilizadas para consumo direto e presentes nos mercados globais. Cada intervalo diz respeito à gama de percentagens de redução da produção das respetivas culturas agrícolas na ausência de polinização biótica. Fonte: Klein et al. (2007).

O valor do contributo dos polinizadores nas dietas humanas é potencialmente maior, dado que as culturas dependentes produzem uma fonte de micronutrientes essenciais à saúde humana (Chaplin-Kramer et al., 2014). É estimado que os polinizadores são responsáveis por cerca de 40% do fornecimento de nutrientes no mundo (Eilers et al., 2011), sendo uma fonte nutricional particularmente importante em países em desenvolvimento (Ellis et al., 2015; Smith et al., 2015).

As abelhas apresentam-se como as principais espécies polinizadoras na maior parte dos ecossistemas naturais e agroecossistemas (Klein et al., 2007; Kremen et al., 2007; Nieto et al., 2014;

Potts et al., 2016, 2010). Nas regiões temperadas, a maior parte da polinização é realizada pelas abelhas sociais, em particular as abelhas melíferas (*Apis mellifera*) e abelhões (*Bombus spp.*), e pelas abelhas solitárias (e.g.: *Osmia spp.*) (Klein et al., 2007).

Algumas espécies de abelhas foram ao longo do tempo domesticadas pela espécie humana, como é o exemplo das abelhas melíferas utilizadas na apicultura para a produção de mel. Juntamente com os abelhões e outras espécies, fornecem a principal fonte de polinização na agricultura sob a forma de um serviço pago (Kremen et al., 2007; Potts et al., 2011, 2010; Winfree et al., 2011). Os abelhões comerciais são normalmente utilizadas em sistemas agrícolas cobertos (e.g.: estufas e *poly-tunnels*), enquanto outras espécies são preferencialmente utilizadas em campos abertos e pomares (Hanley et al., 2015).

No entanto, as abelhas selvagens (ou nativas) tem um papel fulcral e cada vez mais emergente na polinização das culturas agrícolas (Button e Elle, 2014; Garibaldi et al., 2013, 2011; Winfree et al., 2011). Estudos recentes referem inclusivamente que os polinizadores selvagens são mais eficazes do que as abelhas melíferas e responsáveis por uma maior proporção de fornecimento do serviço, previamente atribuído às abelhas comerciais (Garibaldi et al., 2013, 2011).

O contributo económico das abelhas selvagens não tem sido tido em conta na maioria das avaliações económicas realizadas, sendo o seu valor normalmente calculado em conjunto com as abelhas comerciais (Hanley et al., 2015; Melathopoulos et al., 2015; Winfree et al., 2011). Este valor é difícil de determinar dada a incerteza do contributo real da componente selvagem e comercial, assim como do ainda escasso entendimento das verdadeiras dependências das culturas agrícolas à polinização (Melathopoulos et al., 2015). Kleijn et al. (2015) estimaram que as comunidades selvagens e domesticadas de abelhas contribuem ambas com cerca de 3000 USD ha<sup>-1</sup> num conjunto de 54 casos de estudo seleccionados em várias regiões do mundo. Este estudo, feito com base em observações empíricas do número de visitas de espécies polinizadoras nas culturas, indica que cerca de metade da produção deve-se à presença de polinizadores selvagens (Kleijn et al., 2015). A determinação do valor económico pode ser útil na demonstração da importância das espécies selvagens aos agricultores e decisores de forma a fomentar um tipo de gestão que não seja prejudicial aos polinizadores nativos (Melathopoulos et al., 2015). Porém, é necessário ter em conta que o valor dos polinizadores para a saúde dos ecossistemas é incomensurável (Kevan, 1999).

Dado que a polinização é um serviço do qual parte da alimentação das pessoas está dependente, é frequentemente utilizado como exemplo para explicar às pessoas o conceito e importância dos SE (Hanley et al., 2015). Além disso, o declínio das comunidades polinizadoras, em particular das abelhas melíferas, tem mediatizado o serviço e aumentado a preocupação dos decisores e público em geral relativamente à sua sustentabilidade (Potts et al., 2010; Senapathi et al., 2015). É preciso, todavia salientar que a polinização como um SE propriamente dito diz normalmente respeito à componente selvagem, i.e., fornecida pela capacidade dos ecossistemas em sustentarem espécies polinizadoras nativas, sendo discutível até que ponto a componente comercial pode ser considerada como tal (Lautenbach et al., 2011; Lonsdorf et al., 2009). Contudo, o fornecimento sustentável do serviço e dos benefícios retirados depende de ambas as componentes (Potts et al., 2010)..

Na Figura 2.9 é apresentado o serviço de polinização à luz do modelo de cascata. A abundância de polinizadores depende da existência de *habitats* adequados e de recursos suficientes para a sua sustentação dentro do seu raio de alcance (De Groot et al., 2010a; Maes et al., 2012b). O fornecimento do serviço depende da quantidade e diversidade de polinizadores que efetivamente visitam e polinizam as culturas agrícolas (Lautenbach et al., 2011; Maes et al., 2012b). A procura pelo serviço é gerada pela decisão do agricultor em cultivar culturas que dependem ou beneficiam da polinização (Lautenbach et al., 2011). O aumento da produtividade das culturas constitui o benefício do serviço (Maes et al., 2012b). O respetivo valor pode ser tomado de várias formas, sendo o valor de mercado das culturas ou os custos de contrato de serviços de polinização a apicultores ou empresas os mais abordados (Allsopp et al., 2008; Gallai et al., 2009; Hanley et al., 2015; Kleijn et al., 2015; Melathopoulos et al., 2015).

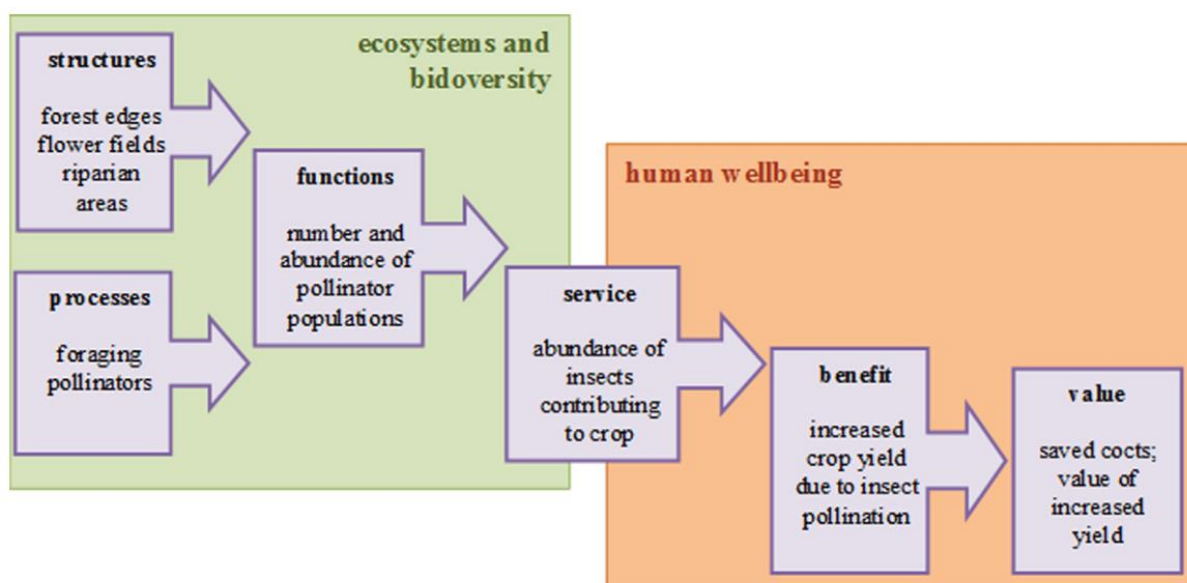


Figura 2.9 - Modelo de cascata para o serviço de polinização. Fonte: Maes et al. (2012b).

Salienta-se ainda que a polinização das angiospérmicas selvagens é ainda pouco abordada à luz do conceito de SE (Breeze et al., 2015; Maes et al., 2012b; Potts et al., 2016). O papel dos polinizadores na diversidade de angiospérmicas não só é importante na sustentação do equilíbrio ecológico como para a própria qualidade da paisagem, conferindo um contributo que pode ser considerado como uma função relevante para a oferta de serviços culturais (Maes et al., 2012b).

### 2.3.2 O papel dos ecossistemas no fornecimento do serviço de polinização

O serviço de polinização implica a visita de vectores polinizadores. As abelhas, ao visitarem as flores em busca de recursos alimentares (i.e. néctar e pólen) para satisfazer as suas necessidades nutricionais (Kevan, 1999), transportam o pólen nos seus corpos e transferem-no de flor em flor (Nieto et al., 2014). Existem espécies de abelhas que apenas visitam flores específicas e outras que são generalistas (Dötterl e Vereecken, 2010; Williams et al., 2010).

A abundância e diversidade de espécies de angiospérmicas, incluindo as culturas agrícolas, tem um papel determinante nas comunidades polinizadoras influenciando igualmente a sua abundância e

diversidade (Kremen et al., 2007; Potts et al., 2003). Certos períodos de floração são limitados e por vezes incompatíveis com o período de atividade das abelhas, sendo importante a existência de um conjunto diversificado de recursos florais (Kremen et al., 2007; Morandin et al., 2007; Senapathi et al., 2015; Svensson et al., 2000).

A disponibilidade de locais adequados à nidificação é outro factor determinante na composição da comunidade (Kremen et al., 2007; Nieto et al., 2014). As preferências de nidificação variam de acordo com a espécie de abelhas (Kremen et al., 2007; Nieto et al., 2014; Svensson et al., 2000). Certas espécies optam pela construção dos ninhos no subterrâneo e no solo, enquanto outras preferem nidificar à superfície do solo em locais como troncos de madeira morta, caules de plantas e em cavidades pré-existentes (Kells e Goulson, 2003; Kremen et al., 2007; Lonsdorf et al., 2009; Nieto et al., 2014). A exposição solar e o declive podem também ter um papel importante na escolha de locais potenciais para nidificação das espécies (Potts et al., 2005).

A escolha do local de nidificação é influenciada pela distância aos recursos florais (Gathmann e Tschardtke, 2002; Ricketts et al., 2008; Svensson et al., 2000). A capacidade de visita a cada flor decai exponencialmente consoante a distância ao ninho (Ricketts et al., 2008). A distância máxima de viagem depende da dimensão do corpo de cada espécie (Gathmann e Tschardtke, 2002; Greenleaf et al., 2007). Abelhas de maiores dimensões, como os abelhões, geralmente conseguem percorrer distâncias superiores a 1000 m (Goulson e Stout, 2001; Walther-Hellwig e Frankl, 2000), enquanto abelhas solitárias, de menores dimensões, conseguem percorrer distâncias no intervalo de 150 - 600m (Gathmann e Tschardtke, 2002). As abelhas são seletivas na escolha de rotas de forma a otimizar a produtividade de visita a cada flor, não sendo expectável que percorram distâncias superiores às necessárias a não ser que os recursos florais mais distantes sejam mais recompensadores (Lihoreau et al., 2010; Ohashi et al., 2007; Olsson et al., 2015; Pyke, 1998).

Aliada à distância como factor de escolha está a própria configuração e composição do mosaico paisagístico (Kremen et al., 2007; Steffan-Dewenter, 2003). *Habitats* florestados, em particular as bordas das florestas, prados naturais, sistemas agro-florestais, galerias ripícolas e húmidas, beiras das estradas, sebes e margens dos campos agrícolas são refúgios propícios a fornecer recursos alimentares e substratos adequados à nidificação das abelhas (Cole et al., 2015; García-Feced et al., 2015; Hopwood, 2008; Kells e Goulson, 2003; Svensson et al., 2000). A complexidade e fragmentação da paisagem influencia a distribuição e abundância de espécies (Steffan-Dewenter e Tschardtke, 1999; Steffan-Dewenter, 2003), assim como o serviço de polinização nas culturas agrícolas (Klein et al., 2007; Kremen et al., 2007; Ricketts et al., 2008). No que concerne as abelhas solitárias, dado seu reduzido alcance de voo, a estrutura e condição dos *habitats* é importante para a garantia do serviço à escala local (Gathmann e Tschardtke, 2002). No caso dos abelhões, por serem sociais, terem um alcance e um período de atividade superior, importa que o complexo paisagístico ofereça recursos florais a um nível mais alargado (Westphal et al., 2003).

A atividade e eficácia das abelhas é também influenciada por um intervalo de condições microclimáticas (Corbet et al., 1993). As abelhas encontram-se ativas quando a sua temperatura torácica se encontra dentro de um determinado intervalo (Corbet et al., 1993). Temperaturas



inferiores ou superiores a este intervalo levam a que os custos energéticos gastos na regulação da temperatura torácica sejam superiores, diminuindo a sua capacidade de procura de alimentos (Corbet et al., 1993).

A produção das culturas agrícolas, que beneficiam ou dependem da polinização, diminui à medida que aumenta o seu distanciamento relativamente aos *habitats* naturais ou seminaturais (Klein et al., 2007). Um agroecossistema com conectividade entre *habitats*, ao invés de uma ocupação de monocultura intensiva, beneficia de uma maior abundância de espécies polinizadoras dado que a probabilidade de visita das mesmas nas culturas aumenta (Carvalho et al., 2011; Klein et al., 2007; Ricketts et al., 2008; Senapathi et al., 2015; Steffan-Dewenter e Tscharnke, 1999). Uma oferta pouco diversificada de espécies polinizadoras provoca uma redução do volume produzido e da estabilidade da cultura (Klein et al., 2007; Potts et al., 2016).

### **2.3.3 Pressões ao estado dos polinizadores e respetivas respostas de conservação do serviço**

Existe evidência de um declínio global de polinizadores selvagens e domesticados (MA, 2005; Potts et al., 2016, 2010). Em particular, nos Estados Unidos da América (EUA) e na Europa está a ser registado um colapso acentuando nas populações de abelhas melíferas (Potts et al., 2010). No caso dos polinizadores selvagens, tem sido registado um declínio nestas regiões, havendo contudo falta de informação relativamente à dimensão da sua vulnerabilidade (Nieto et al., 2014; Potts et al., 2016, 2010). Os serviços de polinização selvagens e domesticados estão a ser afetados por um conjunto de pressões (Kuldna et al., 2009; Potts et al., 2016, 2010; Vanbergen et al., 2013).

A intensificação da agricultura, o uso de pesticidas e a concentração da produção agrícola em monoculturas levou à simplificação das paisagens e à perda de biodiversidade (Carvalho et al., 2011; García-Feced et al., 2015; MA, 2005), afetando os *habitats* requeridos pelos polinizadores (Kuldna et al., 2009; Potts et al., 2010; Vanbergen et al., 2013). A intensificação agrícola e fragmentação de *habitats* fornecem evidência indireta destes declínios, sendo registados padrões de abundância e diversidade menores neste tipo de ocupações (Potts et al., 2010; Ricketts et al., 2008). Além disso, a propagação de doenças e pragas, a competição entre espécies e as alterações climáticas constituem pressões que, combinadas, podem explicar as razões por detrás destes declínios (Kuldna et al., 2009; Potts et al., 2016, 2011, 2010; Vanbergen et al., 2013). Na Tabela 2.2 são sistematizados os efeitos nos polinizadores resultantes deste conjunto de pressões.

Apesar do declínio das colónias de abelhas melíferas nos EUA (59% entre 1947 e 2005) e na Europa (25% entre 1985 e 2005) e do número de apicultores ter decrescido nos EUA e na maior parte dos países europeus (Potts et al., 2010), o número de colónias comerciais tem aumentado nas últimas cinco décadas (Aizen e Harder, 2009). Porém, a fração de agricultura dependente está a aumentar a um ritmo superior durante esse período (> 300%) (Aizen e Harder, 2009), sendo registado que metade dos países europeus têm colónias de abelhas melíferas insuficientes para satisfazer a procura pelos serviços de polinização (Breeze et al., 2014). Estes números levam a que se questione a sustentabilidade dos serviços de polinização com recurso a somente uma espécie domesticada (Potts et al., 2016, 2010).

Tabela 2.2 - Principais pressões responsáveis pelos declínios globais de espécies polinizadoras. Fontes: Kuldna et al. (2009), Potts et al. (2011, 2010) e Vanbergen et al. (2013).

Pressões	Efeitos
Intensificação da agricultura e fragmentação e perda de <i>habitats</i>	<p>Tidas como as principais causas de declínio das espécies polinizadoras, sendo que:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• o aumento das distâncias entre <i>habitats</i> e a fragmentação dos mesmos leva à diminuição da diversidade e abundância de polinizadores;</li> <li>• leva à diminuição ou desaparecimento dos <i>habitats</i> essenciais à sustentação das comunidades polinizadoras;</li> <li>• leva à diminuição do leque de flora nutritiva disponível aos polinizadores;</li> <li>• leva à diminuição e extinção de espécies.</li> </ul>
Aplicação de pesticidas, fertilizantes e herbicidas	<p>A intensificação da agricultura conduziu ao aumento de aplicação de pesticidas para o controlo de pragas, cujo uso excessivo ou aplicação inapropriada apresenta-se como uma das maiores ameaças para os polinizadores. Os pesticidas, como os neonicotinóides, têm um efeito tóxico nos polinizadores, resultando:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• numa redução da performance e alterações do comportamento na procura de alimentos;</li> <li>• num cálculo e comunicação deficiente das distâncias e direções às fontes de alimento pelas abelhas sociais;</li> <li>• na redução de fecundidade;</li> <li>• no aumento da susceptibilidade às doenças;</li> <li>• no aumento de mortalidade.</li> </ul> <p>Os herbicidas e os fertilizantes podem afetar indiretamente os polinizadores ao reduzirem os recursos florais disponíveis.</p>
Pragas e doenças	<p>As abelhas sociais, em particular as abelhas melíferas domesticadas, são mais suscetíveis à diversidade de pragas e doenças;</p> <p>A infeção das colónias por parasitas, como o ácaro <i>Varroa destructor</i>, leva a que as colónias fiquem doentes, que as abelhas alterem o seu comportamento na procura de alimentos e consequentemente conduzindo à sua mortalidade;</p> <p>A introdução de abelhas comerciais pode levar à transmissão de parasitas e doenças nas abelhas nativas. O transporte e colocação de colmeias comerciais nas paisagens agrícolas pode propagar estas doenças para as abelhas nativas, especialmente nas espécies de abelhões generalistas.</p>
Competição entre espécies	<p>A introdução de polinizadores domesticados pode afetar os polinizadores nativos pela competição por recursos e interação direta. É incerto o impacte desta pressão na viabilidade das espécies polinizadoras;</p> <p>A introdução de abelhas comerciais pode levar à transmissão de parasitas e doenças nas abelhas nativas;</p> <p>Espécies invasoras podem levar ao declínio dos polinizadores nativos e domesticados. A introdução da vespa asiática na Europa (<i>Vespa velutina</i>), predadora das abelhas melíferas, tem contribuído para o declínio desta espécie (Monceau et al., 2014);</p> <p>A propagação de espécies de flora invasora pode constituir fontes alternativas de pólen e néctar, alterando o comportamento dos polinizadores e o respetivo equilíbrio das relações com as plantas nativas.</p>
Alterações climáticas	<p>O aumento de temperatura pode levar a mudanças na composição dos recursos florais e da distribuição de espécies polinizadoras. Estas mudanças podem dar origem a dessincronizações entre os períodos de floração e os períodos de atividade dos polinizadores. Caso os polinizadores não tenham oportunidade em deslocarem-se e adaptarem-se a novos <i>habitats</i>, uma diminuição da população ou inclusive a sua própria extinção pode ocorrer.</p>

A contínua degradação dos *habitats* e restantes pressões comprometem a abundância e diversidade de espécies nativas nas culturas agrícolas, contribuindo para o aumento do défice de polinização (Bommarco et al., 2013; Klein et al., 2007; Potts et al., 2010). Estes declínios têm impactes ecológicos e económicos, comprometendo a polinização das angiospérmicas selvagens e das culturas agrícolas, além dos efeitos negativos na dieta humana ao diminuir a oferta nutritiva (Gallai et al., 2009; Potts et al., 2016, 2010).

Para combater esta tendência, várias iniciativas têm sido promovidas, tais como a *International Pollinator Initiative* da CBD, suportada pela *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO), e a *Status and Trends of European Pollinators* (STEP), financiada pela CE, entre outras (Potts et al., 2015, 2011, 2010). Estes programas têm como objetivos comuns avaliar o estado atual e tendências dos polinizadores, monitorizar os declínios e entender as causas por detrás dos mesmos e identificar estratégias de mitigação e instrumentos para garantir o uso sustentável do serviço e a disseminação destes conceitos com os vários *stakeholders* relevantes (Potts et al., 2015, 2011; Vanbergen et al., 2013). A criação deste conhecimento é importante para informar as políticas e tomadas de decisão (Potts et al., 2015, 2011).

Várias políticas têm um impacto direto e indireto nos polinizadores (Ratamáki et al., 2015). A reforma da Política Agrícola Comum tem como uma das suas prioridades o estabelecimento de políticas rurais que permitam o restauro, preservação e promoção dos agroecossistemas com o foco de manutenção de áreas reservadas ao fornecimento de SE (García-Feced et al., 2015). O cumprimento deste objetivo pode ser potenciando com a interligação com a Estratégia para a Biodiversidade 2011-2020, que tem como um dos objetivos a promoção do fornecimento de SE nestas áreas (Maes et al., 2014b, 2013).

Dentro deste âmbito, muitas das opções para diminuir as pressões agrícolas no ambiente passam pela preservação de práticas agrícolas com alto valor natural e pela criação de incentivos para reservar áreas com foco na preservação de *habitats* cruciais na manutenção da biodiversidade e fornecimento de SE (García-Feced et al., 2015). A integração e estabelecimento de esquemas agroambientais, onde sejam promovidas a criação de corredores com recursos florais nas margens das ocupações agrícolas, a diminuição de pesticidas e práticas de agricultura orgânica, tem um impacto positivo nos polinizadores (Potts et al., 2011). A adoção destas práticas é recompensado por pagamentos que, em teoria, compensam os custos adicionais ou a perda do lucro resultante das mudanças de gestão (Kuldna et al., 2009).

Em paisagens com maior proporção de culturas orgânicas é registado uma maior abundância e diversidade de espécies (Holzschuh et al., 2008). A diversidade de culturas e de angiospérmicas selvagens adjacentes às mesmas tem a potencialidade de poder melhorar os serviços de polinização (Hajjar et al., 2008). A criação de corredores de angiospérmicas por sua vez aumenta a probabilidade de visita de polinizadores nativos (Feltham et al., 2015). Além disso, estas margens podem criar *habitats* atrativos para nidificação de vários tipos de polinizadores, como os abelhões (Lye et al., 2009). Ocupações intensivas devem assegurar a complementação destas áreas não cultivadas de

forma a conservar e suportar polinizadores selvagens como um seguro contra os declínios acentuados registados nas populações de abelhas comerciais (Lentini et al., 2012).

A criação e conservação destes corredores aumenta a biodiversidade em geral e o fornecimento de outros SE (Bommarco et al., 2013; Wratten et al., 2012). Permitem, entre outros serviços, o suporte dos inimigos naturais das pragas que ameaçam as culturas agrícolas, a proteção do solo contra a erosão, o efeito tampão nos cursos de água dos poluentes agrícolas além de aumento do valor paisagístico (Bommarco et al., 2013; Wratten et al., 2012). O fomento de múltiplos SE em simultâneo permite reduzir a dependência de *inputs* sintéticos (e.g.: pesticidas), criando um equilíbrio entre as necessidades humanas e um agroecossistema sustentável (Bommarco et al., 2013).

Contudo, a promoção da conservação do serviço de polinização nas culturas agrícolas afeta apenas o conjunto restrito de espécies que as visitam (Kleijn et al., 2015; Potts et al., 2016; Senapathi et al., 2015). É estimado que aproximadamente 80% dos serviços globais de polinização é feito por apenas cerca de 2% das espécies polinizadoras existentes (Kleijn et al., 2015). Os polinizadores que não visitam estas culturas e que têm papéis fundamentais na sustentação dos ecossistemas naturais e da biodiversidade, enquadram-se no conjunto de espécies mais ameaçadas (Kleijn et al., 2015). Deste modo, um argumento de conservação dos polinizadores baseado puramente na ótica de SE pode ser insuficiente para os objetivos das estratégias de biodiversidade em vigor (Kleijn et al., 2015; Senapathi et al., 2015). Os dois argumentos de conservação podem competir pelo mesmo espaço, sendo por isso importante encontrar e garantir o equilíbrio do serviço na sua componente agrícola e ecológica (Senapathi et al., 2015).

## **2.4 Mapeamento do serviço de polinização**

### **2.4.1 Abordagens existentes de mapeamento do serviço de polinização**

A identificação e delimitação de áreas, seja para conservação ou restauro, cujos ecossistemas sejam capazes de sustentar polinizadores nativos é uma necessidade para garantir a continuidade e estabilidade dos serviços de polinização. Para tal, é necessário compreender como os polinizadores nativos se distribuem espacialmente pelo território de forma a estimar o seu contributo para as culturas agrícolas. O conhecimento requerido neste sentido é ainda limitado, havendo uma escassa monitorização que diga respeito à diversidade e abundância de polinizadores. As ferramentas de mapeamento e modelação do serviço de polinização têm o potencial em suprir, em parte, a falta de informação existente e de apoiar a gestão e planeamento de agroecossistemas (Koh et al., 2015; Lonsdorf et al., 2009; Polce et al., 2013; Schulp et al., 2014b; Zulian et al., 2013a).

Várias abordagens de mapeamento têm sido desenvolvidas de modo a identificar as áreas com maior potencial de ocorrência de espécies com capacidade de prestar o serviço de polinização e respetivo contributo à produção das culturas agrícolas. Estas distinguem-se pela sua complexidade metodológica e pelo foco em diferentes componentes abordadas no modelo de cascata.

### a) Vulnerabilidade à ausência do serviço

Uma das abordagens tem como foco o mapeamento da procura pelo serviço e respetiva vulnerabilidade à sua ausência (Lautenbach et al., 2012). Por exemplo, à escala global, Lautenbach et al. (2012), à semelhança da avaliação económica de Gallai et al. (2009), mapeou o valor económico das culturas agrícolas atribuído à polinização e avaliou a vulnerabilidade de cada país a um cenário de declínio dos polinizadores (ver Figura 2.10). A aplicação deste tipo de procedimento, na sua forma mais simples, envolve a utilização de matrizes de ocupações agrícolas que cruzem a dependência do serviço de polinização e os preços de mercado associados às culturas agrícolas. Dado que esta abordagem apenas se foca na componente socioeconómica do serviço, apenas permite demonstrar o valor dos benefícios gerados pela polinização sem ter em conta o papel dos ecossistemas no respetivo fornecimento.

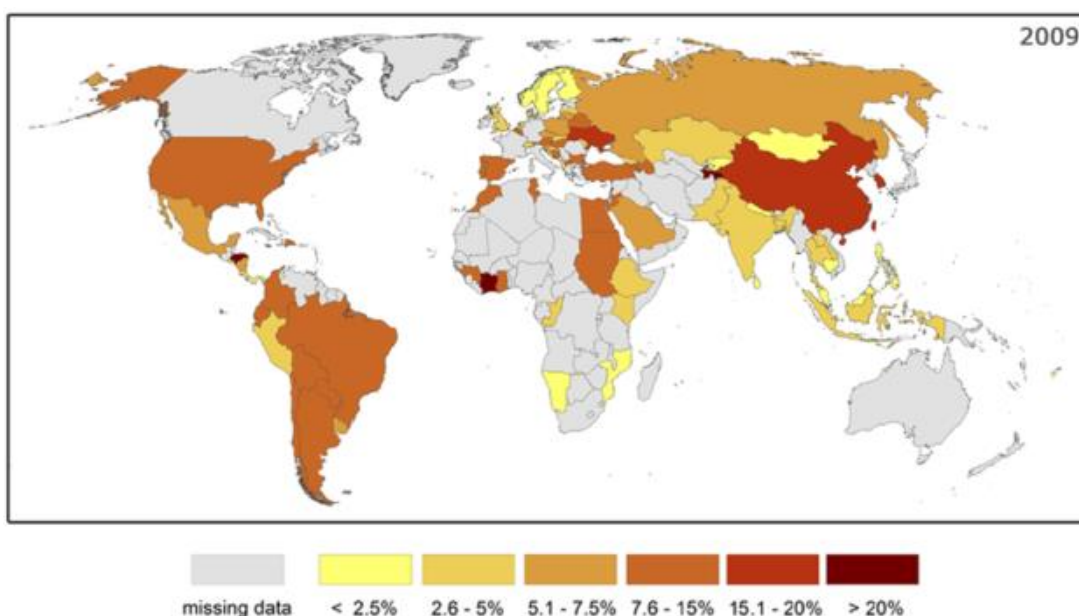


Figura 2.10 - Mapa de vulnerabilidade de cada país em estudo à ausência do serviço de polinização para o ano de 2009. Fonte: Lautenbach et al. (2012).

### b) Aplicação de buffers

Uma das abordagens mais simples no mapeamento do fornecimento do serviço consiste na identificação binária de *habitats* com potencial em sustentar polinizadores nativos e na respetiva criação de *buffers*. Dentro destes *buffers*, cujo raio é igual ao alcance máximo de voo das espécies presentes, assume-se que ocorre o serviço de polinização (Bodin et al., 2006; Queiroz et al., 2015). Serna-Chavéz et al. (2014) identificou as áreas agrícolas beneficiárias dentro do raio de alcance dos polinizadores e as áreas deficitárias que se encontram excluídas do mesmo. Este estudo mostrou que, a uma escala global, cerca de 70% das áreas que dependem do serviço não se encontram abrangidas pelo fluxo do serviço de polinização nativo (ver Figura 2.11) (Serna-Chavez et al., 2014). Nestes estudos assume-se que o serviço tem igual probabilidade de ocorrência na área abrangida pelo raio de alcance das espécies.

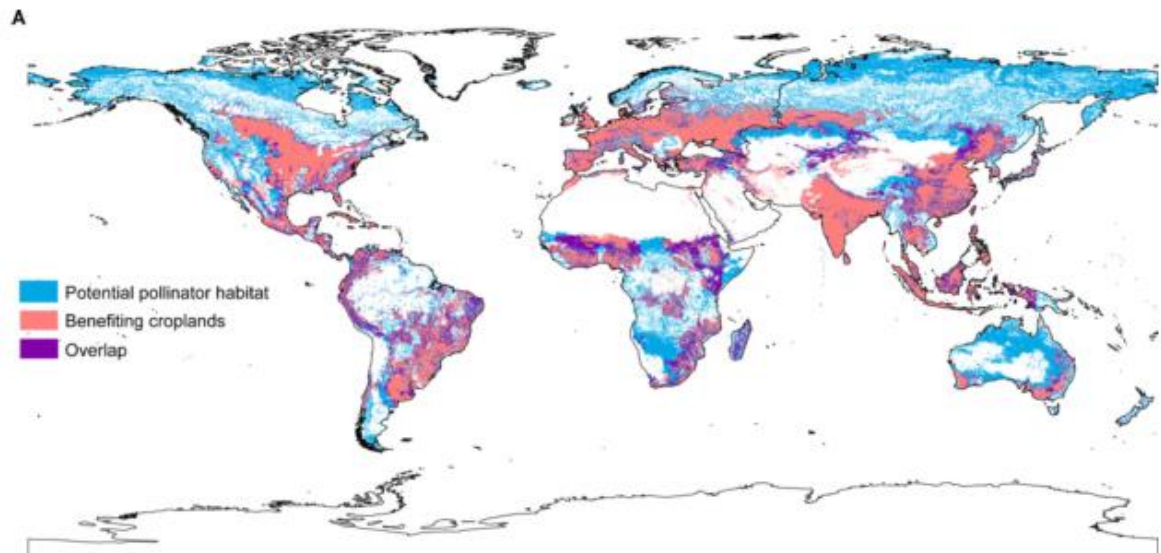


Figura 2.11 - Distribuição espacial dos fluxos do serviço de polinização e identificação de áreas onde a oferta coincide com a procura (a roxo) com base na aplicação de *buffers*. Fonte: Serna-Chavez et al. (2014).

#### c) Probabilidade de visita

Por outro lado, diversos estudos mostram que a probabilidade de visita dos polinizadores nativos decai exponencialmente com a distância aos *habitats* onde nidificam (Ricketts et al., 2008). Launtenbach et al. (2011) introduz uma função de decaimento exponencial que diferencia assim a probabilidade de ocorrência do serviço, dentro dos *buffers* definidos, consoante a distância euclidiana entre os *habitats* e as culturas agrícolas. Esta lógica de mapeamento serviu de base para avaliar os níveis de fornecimento do serviço de acordo com os diferentes níveis de dependência das culturas agrícolas a nível europeu (Schulp et al., 2014b) (ver Figura 2.12). Os autores consideraram que uma probabilidade de visita superior ou inferior a 80% equivaleria a, respetivamente, a um alto e baixo nível de oferta do serviço. Este valor equivale a uma distância aos *habitats* de cerca de 200m, tendo os autores considerado que representa a realidade de grande parte das abelhas selvagens, em particular das solitárias (Schulp et al., 2014b).

#### d) Função de produção agrícola

Outra abordagem, desenvolvida num conjunto de artigos, foca o mapeamento diretamente nas áreas agrícolas beneficiárias. O serviço de polinização é explorado com base na redução de produção das culturas em função da distância aos ecossistemas (Petz e van Oudenhoven, 2012; Schulp e Alkemade, 2011; Schulp et al., 2012). Com base em relações empíricas publicadas, a uma distância de 0 m a ocupações naturais, a percentagem de produção da cultura será de 100%, reduzindo-se à medida que a distância aumenta (ver Figura 2.13) (Schulp e Alkemade, 2011; Schulp et al., 2012). O benefício da oferta de serviço pode ser quantificado com a quantidade de produção associada a essa percentagem (Schulp et al., 2012).

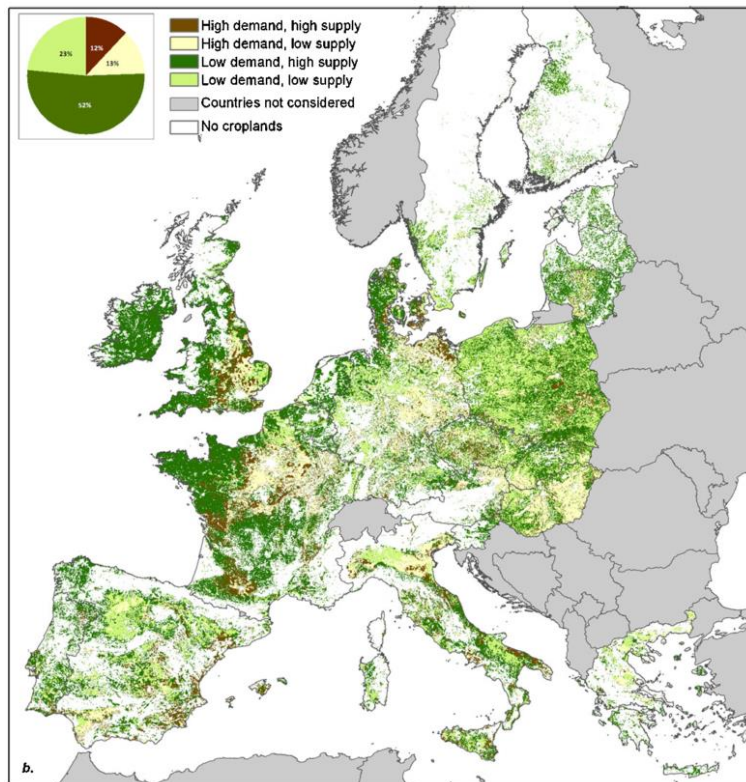


Figura 2.12 - Balanço entre a oferta e procura do serviço de polinização com base na probabilidade de visita às culturas agrícolas e respectivas dependências do mesmo. Fonte: Schulp et al. (2014b).

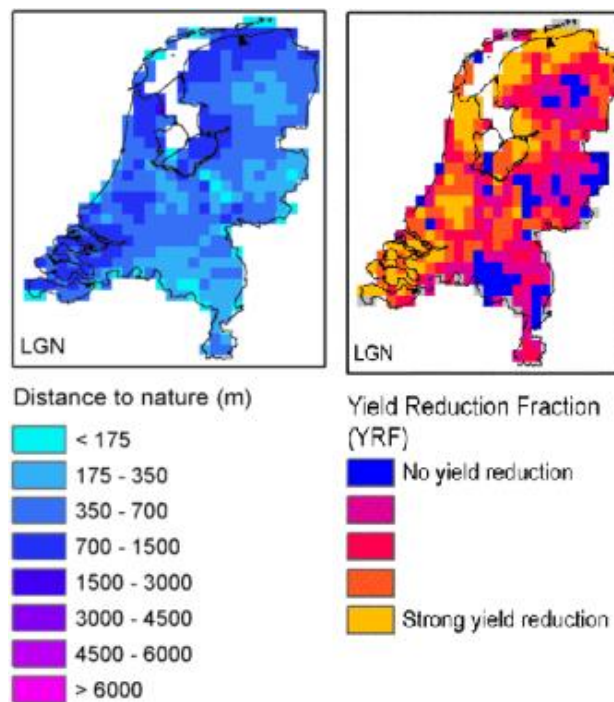


Figura 2.13 - Redução de produção das culturas agrícolas em função da distância aos *habitats* que sustentam espécies polinizadoras. Fonte: Schulp e Alkemade (2011).



### e) A abordagem de Lonsdorf

Contudo, as abordagens anteriores não diferenciam a capacidade de diferentes *habitats* oferecerem diferentes níveis de oferta do serviço. O módulo de polinização do modelo InVEST apresenta uma abordagem mais refinada neste aspecto. Trate-se de um modelo de acesso livre e com interface gráfica, baseada na abordagem desenvolvida por Lonsdorf et al. (2011, 2009), onde o utilizador introduz os parâmetros necessários à sua execução. Num primeiro passo, com base no conhecimento de campo e/ou de especialistas, são atribuídas pontuações qualitativas, de 0 a 1, a cada ocupação do solo de acordo com sua capacidade em fornecer substratos adequados à nidificação das espécies e de oferecer recursos alimentares (Lonsdorf et al., 2011, 2009).

Com base nesta informação, é calculado um índice de abundância de polinizadores para cada parcela do mapa segundo o respetivo potencial de nidificação e a capacidade das parcelas envolvidas, dentro do raio de alcance das espécies, oferecerem recursos florais. A qualidade de recursos florais dentro deste raio é ponderada segundo uma função de decaimento exponencial em função da distância à parcela que oferece substratos de nidificação aos polinizadores. Por fim, é calculado o potencial de polinização de cada parcela agrícola segundo uma redistribuição do índice de abundância de polinizadores presente em cada parcela, ponderada pela distância aos *habitats* que sustentam as espécies consideradas (Lonsdorf et al., 2011, 2009). Na Figura 2.14 encontram-se representados o tipo de mapas originados pela aplicação do modelo.

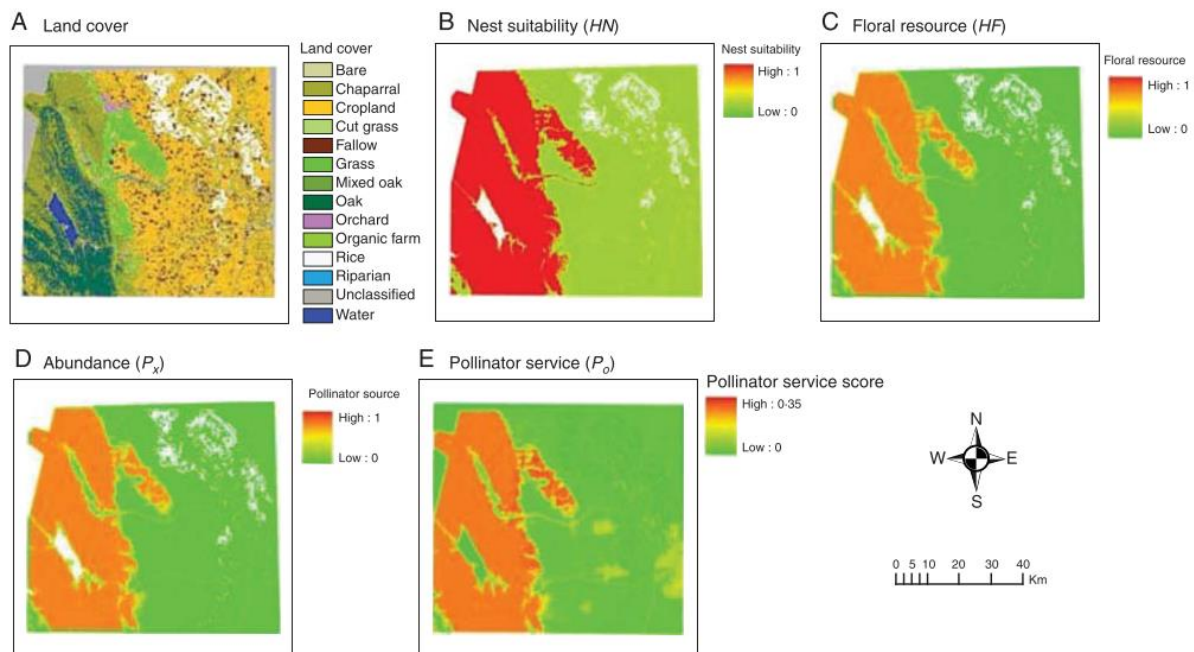


Figura 2.14 - Exemplo da aplicação do modelo InVEST na Califórnia. O mapa de ocupação do solo (A) é utilizado e convertido em mapas de potencial de nidificação (B) e de recursos florais (C). O seu cruzamento com informação referente ao alcance dos polinizadores produz um mapa de abundância de polinizadores (D), que descreve a capacidade máxima de oferta do serviço em cada parcela e responsável pelos níveis efetivos de fornecimento de polinização (E). Fonte: Lonsdorf et al. (2009).

Os mesmos autores procuraram validar o modelo ao comparar os resultados obtidos com a abundância de polinizadores registada em diferentes casos de estudo. Enquanto que em dois casos de estudo realizados na Costa Rica e na Califórnia, a correspondência da abundância de



polinizadores modelada à observada foi satisfatória, em Nova Jérсия o modelo não conseguiu de todo corresponder às observações empíricas (Lonsdorf et al., 2009). Os autores ponderaram a influência da utilização de cartografia de ocupação do solo com baixa resolução na representação de um serviço que se processa à escala local e que requer cartografia com o maior detalhe possível (Lonsdorf et al., 2009). Além disso, Groff et al. (2016) discutem a incerteza associada aos parâmetros introduzidos por conhecimento de especialistas neste modelo, obtendo diferenças significativas entre os resultados obtidos pelo modelo e os dados de campo. Este facto reforça que, apesar do recurso ao conhecimento de especialistas ser um método que permite ultrapassar a falta de informação local, deve ser utilizado como uma primeira abordagem que requer posterior validação local.

Não obstante, este modelo tem sido utilizado num conjunto de aplicações, dentro das quais a inferência da correlação entre o fornecimento de vários SE e respetivos *trade-offs* segundo diferentes cenários de gestão (Bai et al., 2011; Meehan et al., 2013) ou o estudo do efeito da configuração da paisagem e respetivas alterações no fornecimento do serviço (Kennedy et al., 2013; Ricketts e Lonsdorf, 2013; Verhagen et al., 2016). Polce et al. (2013) propõem uma modificação deste modelo de forma a tirar partido das ocorrências de espécies registadas em bases de dados do Reino Unido. O índice de abundância de polinizadores é substituído por um modelo de distribuição de espécies com base no número de ocorrências em cada região do país. O serviço de polinização é posteriormente mapeado de acordo com o decaimento exponencial entre as parcelas agrícolas e as áreas de ocorrência de polinizadores (Polce et al., 2013).

O módulo de polinização do ESTIMAP da JRC adapta o modelo InVEST de modo a que possa ser aplicado à escala continental e com o âmbito de criar uma linha de base de apoio às políticas e estratégias europeias. Para esse efeito, Zulian et al. (2013a,b) recorrem a cartografia temática relativa às ocupações agrícolas, florestas, galerias ripícolas e redes de estradas para complementar a informação da carta de ocupação do solo *Corine Land Cover* (100 m de resolução). A atribuição de pontuações foi ponderada segundo um painel de especialistas num *workshop* organizado para esse efeito, tendo como foco as abelhas solitárias. O modelo introduz uma componente de atividade de polinizadores (ver Figura 2.15) que tem em conta a variação climática da temperatura e irradiância de forma a diferenciar a abundância de abelhas solitárias ao longo do gradiente latitudinal europeu. O cálculo do índice de abundância de polinizadores e do índice potencial de polinização (ver Figura 2.15) é executado de acordo com o proposto por Lonsdorf et al. (2011, 2009). Ao contrário do InVEST, o ESTIMAP não possui interface gráfica, podendo ser replicado e adaptado pelo utilizador com recurso a *software* SIG. A sua aplicação a escalas locais é encorajada pela JRC de modo a que a metodologia possa ser aprimorada com informação local detalhada e partilhada dentro das redes de investigação financiadas pela CE (e.g.: OpenNESS).

A abordagem do modelo InVEST foi utilizada para mapear o balanço entre os diferentes níveis fornecimento e procura do serviço de polinização no continente americano (Koh et al., 2015). Os autores mapearam a procura pelo serviço segundo as áreas ocupadas pelas culturas agrícolas beneficiárias e dependentes ponderadas pelos respetivos níveis de dependência segundo Klein et al. (2007). O fornecimento do serviço foi parametrizado com recurso a um painel de especialistas

representantes de cada região do país e refinada com análises de sensibilidade para diminuir a incerteza associada ao sistema de pontuações do modelo. Ao contrário de outros estudos que se focam no mapeamento do balanço oferta-procura (Schulp et al., 2014b; Serna-Chavez et al., 2014), esta relação é analisada segundo a variação do nível de abundância de abelhas selvagens consoante diferentes capacidades dos ecossistemas fornecerem o serviço (ver Figura 2.16).

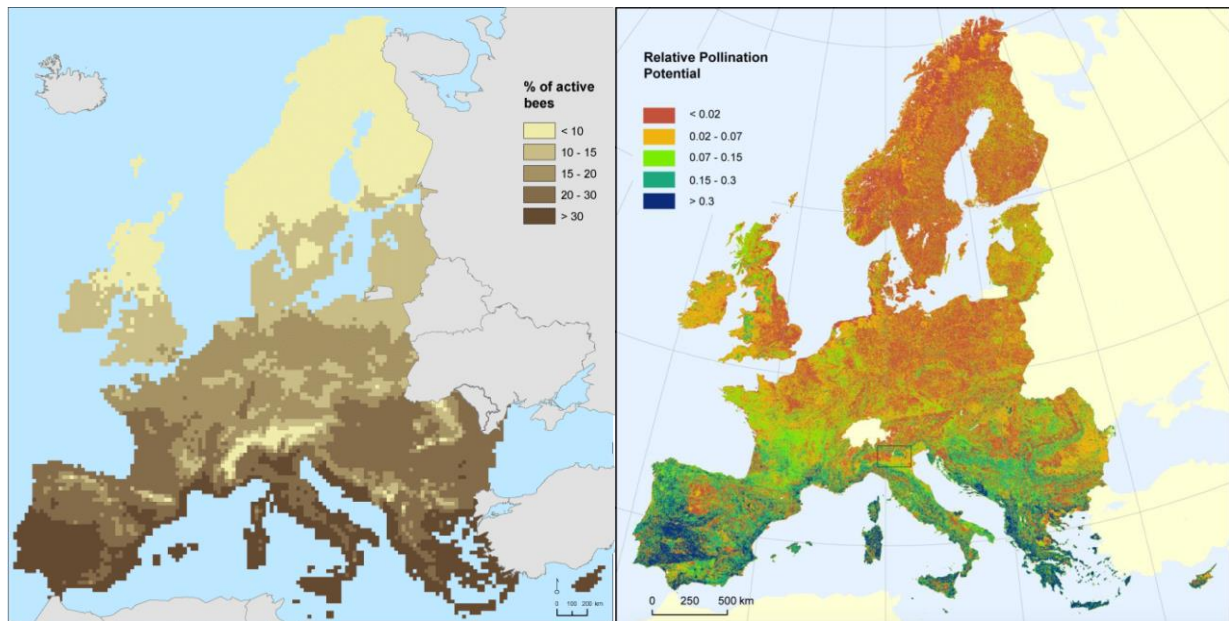


Figura 2.15 - À esquerda, a percentagem de abelhas solitárias ativas de acordo com a temperatura média e irradiância ao longo da Europa; à direita, o potencial de polinização resultante da combinação dos vários parâmetros do ESTIMAP. Fonte: Zulian et al. (2013b).

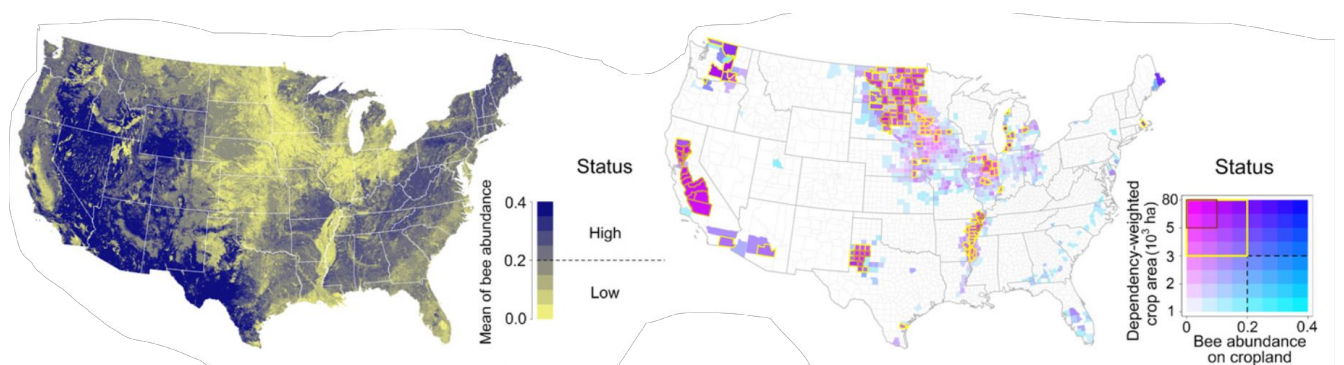


Figura 2.16 - À direita, a abundância de polinizadores nativos nos EUA; à esquerda, o balanço entre o níveis de fornecimento do serviço de polinização nas áreas beneficiárias de acordo com a respetivo grau de procura pelo mesmo. Fonte: Koh et al. (2015).

#### f) Modelos de regressão ambiental

Somente duas publicações recorrem a modelos de regressão ambiental para mapear o fornecimento do serviço. Bennet et al. (2014), com base em observações empíricas, desenvolveram um modelo de regressão que modela a abundância e diversidade de polinizadores em função das diferentes ocupações do solo presentes em cada parcela da área de estudo. Este estudo teve como objetivo avaliar o efeito de diferentes cenários bioenergéticos e respetivas alterações na gestão e usos do solo nas comunidades polinizadoras (Bennett et al., 2014). Por sua vez, Lavorel et al. (2011)

mapearam um conjunto de serviços, dentro dos quais a polinização, através de medições diretas das características das plantas e dos fatores abióticos da área de estudo de forma a identificar *hotspots* de SE. No entanto, o serviço de polinização é mapeado sem ter em conta a ocorrência de espécies na região. Os autores optaram por considerar a soma da diversidade de flores e de comunidades vegetais presentes em cada parcela como representativa dos benefícios gerados pelo serviço (Lavorel et al., 2011).

No cômputo geral, verifica-se uma predominância do recurso a modelos qualitativos e a uma escassa aposta em modelos de regressão ambiental, com recurso a dados primários, no mapeamento do serviço de polinização. Além disso, verifica-se que os vários tipos de modelos qualitativos fornecem um conjunto diversificado de formas de abordar o mapeamento que produzem resultados cuja leitura não permite estabelecer comparações. Um conjunto de estudos aborda a comparação entre diferentes tipos de métodos utilizados mapeamento de um conjunto de serviços dos ecossistemas, dentro dos quais a polinização (Schulp et al., 2014a; Van der Biest et al., 2015; Vorstius e Spray, 2015).

A nível europeu, foram quantificadas as incertezas associadas aos mapas resultantes de Schulp et al. (2014b) e Zulian et al. (2013 a,b) (Figuras 2.12 e 2.15) e à utilização de mapas baseados em matrizes qualitativas, com uma escala de 0 a 5. No entanto, este estudo apresenta uma limitação na forma como compara estes métodos. Enquanto os modelos conseguem representar espacialmente o fluxo do serviço pelo território, i.e. a probabilidade ou densidade de visitas a cada área beneficiária, o mesmo não é possível com o mapeamento através de matrizes de ocupação do solo. A utilização deste método neste serviço em particular apenas permite capturar as diferentes capacidades dos ecossistemas em sustentar espécies polinizadoras e não o serviço por elas prestado nas áreas agrícolas dada a ausência de uma função que relacione estes dois sistemas. Deste modo, comparam a abundância de polinizadores, que na ótica do modelo de cascata é uma função, com o fluxo do serviço de polinização, registando-se assim, naturalmente, diferenças significativas entre os resultados.

Por outro lado, comparações entre métodos que consideram os mesmos aspetos do serviço (i.e. função ou serviço) mostram que as premissas por detrás do mapeamento, o conhecimento de especialistas e os modelos em si fornecem fontes de incerteza que influenciam significativamente os resultados obtidos (Van der Biest et al., 2015; Vorstius e Spray, 2015). A incerteza associada a estes métodos é abordada num conjunto diversificado de estudos, identificando os parâmetros mais sensíveis a pequenas oscilações dos valores introduzidos, sendo que a sua contínua refinação potencia a credibilidade dos resultados em contextos de decisão. No entanto a validação dos resultados dos modelos com dados de campo e conhecimento local é pouco abordado nos casos de estudo publicados, revelando-se como uma prioridade para a criação de mapas com utilidade para a gestão e planeamento do território.

Tal como no panorama geral dos SE, o mapeamento do fluxo entre as áreas fornecedoras e beneficiárias do serviço de polinização constitui um tópico pouco abordado, estando o seu exercício

até ao momento confinado à escala continental ou global. No entanto, a polinização trata-se de um serviço que ocorre à escala local, dadas as distâncias alcançadas pelas espécies polinizadoras, sendo que a sua gestão é feita à escala do hectare. A sua aplicação à escala local pode almejar um maior potencial de aplicação prática num contexto de decisão e/ou de comunicação dos níveis de fornecimento do serviço e respetivas áreas beneficiárias excedentárias, neutras ou deficitárias consoante diferentes níveis de procura.

#### **2.4.2 Percepções dos *stakeholders* ao mapeamento do serviço de polinização**

As percepções dos *stakeholders* ao mapeamento dos serviços de polinização foi explorada somente num caso de estudo na Finlândia (Hauck et al., 2013b; Maes et al., 2012b). Foram feitas entrevistas individuais a nível regional a diferentes tipos de *stakeholders* (decisores, agricultores, investigadores e apicultores). Em cada entrevista foi explicado o processo de mapeamento do serviço de polinização, neste caso com recurso ao modelo InVEST, e analisados os mapas de forma a discutir as práticas agrícolas presentes na região do ponto de vista da conservação e gestão (Hauck et al., 2013b; Maes et al., 2012b).

Apesar do processo de mapeamento ter sido bem recebido, os entrevistados mostraram-se críticos e receosos sobre a aplicação deste tipo de mapas. Um dos principais problemas prende-se à importância da escala. A maior parte das necessidades dos agricultores e apicultores encontra-se a um nível de detalhe cujos mapas não conseguem capturar, como é o exemplo do microclima de locais específicos por eles aproveitados. O nível de agregação dos mapas pode ainda omitir informação relativa a locais importantes de nidificação e de alimentação para os polinizadores. Além disso, é reforçado que estes tipos de mapas podem ser vistos como uma ameaça, podendo levantar futuras questões burocráticas que limitem a atividade dos agricultores ao invés de fornecerem uma ferramenta de planeamento flexível. Alertam ainda que, na concepção deste tipo de metodologias, por vezes não é utilizado o conhecimento local que, além de complementar, pode suprimir em parte a necessidade de obter novos dados (Hauck et al., 2013b; Maes et al., 2012b).

A consideração dos serviços de polinização no contexto do planeamento do território não é vista como promissora pelos *stakeholders* consultados. Salientam que a escala pela qual os serviços de polinização têm lugar não coincide com a dos processos de planeamento territorial. No entanto, foram identificadas um conjunto de aplicações que, a serem potenciadas, podem permitir esta aproximação (Hauck et al., 2013b; Maes et al., 2012b):

- Identificação, visualização e compreensão da conectividade entre diferentes regiões, pode motivar os agricultores a colaborarem e a criarem sinergias entre si no delineamento de práticas compatíveis ao desenvolvimento dos polinizadores;
- Visualizar e comparar a paisagem do ponto de vista de diferentes espécies polinizadoras;
- Localização e identificação de locais promissores para a conservação de polinizadores;
- Facilitação do diálogo entre a comunidade científica e os *stakeholders*, como forma de tradução da informação científica em ferramentas práticas a níveis locais.

Os autores deste estudo verificaram durante a discussão destes assuntos que a atenção dos *stakeholders* teve principalmente focada nos serviços fornecidos pelas abelhas melíferas comerciais, dado que é a componente do serviço que lhes é mais familiar. Em termos de instrumentos de gestão com influência no serviço, foi dada uma maior atenção às políticas agrícolas do que às de conservação devido às necessidades do dia-a-dia dos *stakeholders* entrevistados. Nesta linha, as pressões económicas foram mais facilmente identificadas do que pressões ambientais pelo atual declínio dos polinizadores. É referido que o mercado define quais as culturas que são exploradas e que práticas devem ser utilizadas para tirar o melhor partido do cultivo (Hauck et al., 2013b; Maes et al., 2012b).

Os mesmos autores concluem que a aplicação dos mapas num contexto prático não é linear, dependendo do tipo de *stakeholder* em questão e da sua resistência à aceitação dos resultados do mapeamento serem tornados públicos. É assim encorajado a inclusão dos *stakeholders* desde os processos iniciais de mapeamento e testar os mapas de forma a construir um processo iterativo de adaptação das metodologias propostas às necessidades locais. Deste modo, a sua prática aumenta a possibilidade dos resultados se traduzirem em informação que permita ser considerada nas tomadas de decisão (Hauck et al., 2013b; Maes et al., 2012b).



### 3 Materiais e métodos

#### 3.1 Enquadramento

Este estudo foi estruturado em três fases distintas, pretendendo abranger todas as componentes do modelo de cascata e incluir uma abordagem participativa. Na primeira fase, contactou-se os *stakeholders* chave presentes no PNSACV para apurar a importância do serviço de polinização na região, em particular na agricultura praticada. Foram contactadas a Associação de Beneficiários do Mira (ABM), de Horticultores do Sudoeste Alentejano (AHSA), de apicultores (AASACV) e o Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) a fim de obter algum conhecimento local acerca da dinâmica do serviço na região. Mais concretamente, do tipo de culturas presentes, da dependência das mesmas relativamente ao serviço, do recurso ou não a serviços de polinização comerciais, da percepção do contributo da polinização nativa e do estado das espécies polinizadoras na região. Foi igualmente solicitado o pedido de disponibilização de cartas agrícolas de forma a identificar a localização das culturas beneficiárias do serviço, o qual foi atendido pela ABM.

Em simultâneo, procedeu-se à análise e seleção dos métodos e materiais necessários para concretizar o mapeamento do serviço na área de estudo. Da revisão da literatura concretizada, considerou-se que a abordagem de Lonsdorf et al. (2009) seria a mais indicada para mapear o serviço à escala do PNSACV, de forma a capturar a capacidade das diferentes ocupações do solo em fornecerem o serviço. Deste modo, o módulo de polinização do modelo InVEST foi selecionado, o qual se baseia nesta abordagem. Por outro lado, houve uma solicitação à rede de casos de estudo do projeto OpenNESS para testar a aplicação do modelo ESTIMAP à escala local. Este modelo baseia-se, igualmente, na abordagem de Lonsdorf e teve como finalidade o mapeamento do serviço à escala europeia. No entanto, o modelo ESTIMAP constitui uma ferramenta aberta com possibilidade de ser adaptada pelo utilizador e de ser aplicada a diferentes escalas. Deste modo, considerou-se oportuno aplicar ambos os modelos e analisar as diferenças entre os resultados obtidos.

Numa segunda fase, procedeu-se à aplicação dos modelos ESTIMAP e InVEST na área de estudo e à análise dos resultados obtidos. Posteriormente, os mapas resultantes, que dizem respeito à oferta do serviço, foram cruzados com mapas de procura do serviço, baseados nas dependências das culturas agrícolas. Este cruzamento pretendeu estimar o balanço entre os níveis de fornecimento do serviço de acordo com o nível de dependência da agricultura. A complementar este mapeamento, foi realizada uma avaliação da vulnerabilidade à ausência do serviço, replicando a metodologia proposta por Gallai et al. (2009), tendo como base nos dados agrícolas referentes aos anos 2006 e 2014, de forma avaliar a evolução da dependência do serviço.

Por fim, para validar os mapas resultantes e avaliar a sua utilidade para apoiar a aplicação de instrumentos de planeamento e gestão do território, procedeu-se à realização de um *workshop*. Nesta fase, procurou-se testar o valor dos mapas enquanto ferramentas de comunicação e de diálogo entre os *stakeholders* quanto à importância e ao estado do serviço no PNSACV e futuras sinergias conjuntas de planeamento e gestão.

### 3.2 Área de estudo

O PNSACV localiza-se no Sudoeste de Portugal, compreendendo parte dos distritos de Setúbal, Beja e Faro. Constitui uma extensa faixa litoral, que se desenvolve na ribeira da Junqueira, a norte de Porto Covo, até ao limite do concelho de Vila do Bispo, atravessando os concelhos de Odemira e Aljezur (Figura 3.1). Esta zona costeira, que se estende por cerca de 100 km, tem cerca de 60 567 ha de área terrestre e 28 858 ha de área marítima e uma largura variável entre 0,5 a 18 km (ICNB, 2009), possuindo um relevo ligeiramente ondulado, registando-se apenas declives acentuados nos vales das linhas de água (Pinto-Cruz, 2010). Esta área foi designada como Parque Natural, através do Decreto Regulamentar nº 26/95, sendo parte integrante da Rede Nacional de Áreas Protegidas pelo ICNF, incluindo uma Zona de Proteção Especial, Costa Sudoeste, integrada na Rede Natura 2000 (ICNB, 2009).

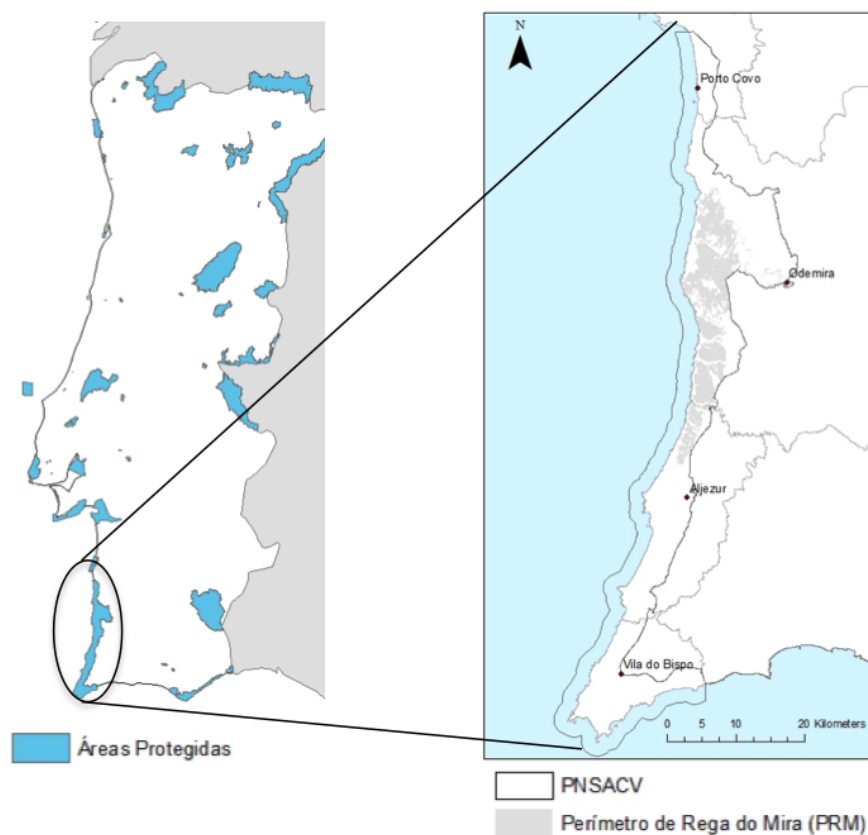


Figura 3.1 - Localização da área de estudo.

Esta área de estudo é caracterizada por arribas elevadas, pequenas praias, ribeiras e linhas de água temporárias, estuários e sapais, uma agricultura extensiva variada, extensas charnecas e áreas florestadas que albergam uma grande diversidade de *habitats* e de espécies endémicas, raras e ameaçadas (ICNB, 2009). A esta diversidade paisagística e ecológica é acrescentado um património histórico e cultural relevante no contexto nacional e comunitário (ICNB, 2009). Esta área constitui uma das poucas áreas do Sul da Europa onde se pode observar trechos do litoral selvagens e *habitats* bem preservados (ICNB, 2009).



O clima da região é mediterrâneo com influência oceânica, com Invernos amenos e Verões secos, com valores de temperatura média anual próximos, a variar entre 15°C (Norte) a 16,3°C (Sul). Os valores médios de precipitação anual diminuem de Norte para Sul, de respetivamente, 634 mm (Odemira) para 456 mm (Sagres) (ICNB, 2008).

A área ocupada pela agricultura no PNSACV é preponderante, existindo um conjunto de práticas agrícolas extensivas compatíveis com a conservação dos recursos naturais e de determinadas espécies de fauna selvagem (ICNB, 2009). Por outro lado, a partir da década de 70, com o início de funcionamento do Perímetro de Rega do Mira (PRM) (Figura 3.1), as culturas de sequeiro têm sido substituídas por culturas de regadio e explorações intensivas, de grandes dimensões e com níveis de produção em larga escala (Canha e Pinto-Cruz, 2010). A intensificação da agricultura no PRM representa uma pressão ao equilíbrio ecológico dos agroecossistemas envolventes através das alterações da ocupação do solo, fragmentação dos *habitats* prístinos e utilização de quantidades elevadas de agroquímicos (ICNB, 2009). Estas alterações conduziram ao desaparecimento de alguns fragmentos de floresta e a criação de novas manchas entre campos agrícolas, principalmente ocupadas por florestas mistas de eucalipto com pinhal (Canha e Pinto-Cruz, 2010).

O PRM é uma obra de fomento hidroagrícola destinada ao apoio do desenvolvimento regional de agricultura de regadio. Abrange 11 948 ha da área classificado do PNSACV (Pinto-Cruz, 2010). Nos últimos anos tem-se registado uma proliferação da produção horto-frutícola (Canha e Pinto-Cruz, 2010; Pinto-Cruz, 2010) devido às condições edafo-climáticas desta região serem as ideais para este tipo de culturas (ICNB, 2009). As estufas de frutos vermelhos e de floricultura, culturas de saladas e tapetes de relva são exemplos da diversidade da produção em larga escala no PRM, principalmente no município de Odemira. A produção de frutos vermelhos, em particular de framboesas, tem tido um crescimento significativo na região na última década, tornando Portugal um importante exportador desta cultura na Europa, sendo que a quase totalidade da produção nacional provém desta região.

De acordo com os *stakeholders* consultados, este crescimento levou a um aumento da procura pelo serviço de polinização na sua vertente comercial. Atualmente, para garantir a produção e o incremento do valor dos seus produtos, os horti-fruticultores necessitam de contratar serviços de polinização aos apicultores e a empresas que prestam esse serviço.

No que concerne espécies polinizadoras nativas, não existe informação empírica sobre as espécies existentes e a respetiva distribuição espacial no território. Esta falta de informação é generalizada para o restante território português, havendo escassas ocorrências registadas em bases de dados como a *Atlas hymenoptera* (<http://www.atlashymenoptera.net>) e a *Global Biodiversity Information Facility* (<http://www.gbif.org>) ou no recente Livro Vermelho Europeu das Abelhas (Nieto et al., 2014). No entanto, existem um conjunto de ocupações presentes no PNSACV que têm potencial de sustentar, a diferentes níveis de capacidade, espécies selvagens como as florestas de sobreiro e de resinosas, formações herbáceas naturais, sistemas agro-florestais de montado, entre outras. Estas ocupações encontram-se distribuídas pelo PNSACV e presentes em manchas naturais e seminaturais no PRM.

Apesar de ser incerta a relevância da polinização nativa na agricultura local, é expectável que tenha algum contributo de acordo com a literatura consultada e que possam servir de seguro ambiental contra potenciais declínios das abelhas melíferas comerciais. O seu estudo e mapeamento pode criar oportunidades de diálogo entre os sectores agrícolas e de conservação da natureza com intuito de proteção dos seus *habitats*, não apenas na perspetiva de produção agrícola e económica, mas como oportunidade para manter o equilíbrio ecológico do PNSACV. Dados os conflitos existentes entre as restrições estabelecidas pelos órgãos de conservação da natureza e os interesses por parte dos proprietários dos terrenos (Pinto-Cruz, 2010), a preservação conjunta destes espaços pode, em parte, contribuir para a sua resolução. Tendo em conta as peculiaridades da região, dados os seus estatutos de conservação e do crescente aumento de dependência da agricultura praticada aos serviços de polinização, considera-se um caso de estudo interessante para aplicar a metodologia de mapeamento proposta e confrontar os vários *stakeholders* com o papel da componente nativa do serviço nas suas atividades.

### **3.3 Mapeamento da oferta do serviço de polinização no PNSACV**

#### **3.3.1 Funcionamento geral dos modelos ESTIMAP e InVEST**

Os modelos ESTIMAP e InVEST têm em comum a mesma base metodológica, centrando-se na modelação da abundância relativa de abelhas nativas no território e do respetivo potencial de polinização. O funcionamento destes modelos vai ser exposto em conjunto, sendo explicitadas as diferenças quando oportuno. Em primeiro lugar, a principal diferença reside na natureza da ferramenta em si. O modelo ESTIMAP não tem interface gráfica, sendo necessário recorrer a um software SIG de modo a proceder à sua construção. Para esse efeito, recorreu-se ao ArcGIS 10.1 da ESRI. Por sua vez, o modelo InVEST, versão 3.2.0, possui uma interface gráfica onde é introduzida a informação necessária, necessitando apenas de um *software* SIG para a visualização dos mapas produzidos.

A base metodológica do ESTIMAP, descrita em Zulian et al. (2013a,b), encontra-se esquematizada na Figura 3.2. O modelo requer estimativas, pontuadas de 0 a 1, relativas ao potencial de cada ocupação do solo em fornecer recursos adequados à nidificação (A) e recursos florais (B) para as espécies consideradas. As diferentes conjugações de (A) e (B), em combinação com a distância máxima que os polinizadores conseguem percorrer entre estes recursos, determina a abundância de polinizadores ao longo do território. Deste modo, o modelo requer também estimativas relativas ao alcance máximo de voo (C) de cada espécie na procura de recursos alimentares, de forma a ponderar a respetiva oferta floral (D) de cada parcela em função da distância a que se encontram dos locais onde nidificam. Do cruzamento desta informação resulta assim o índice de abundância relativa de polinizadores (ARP)  $\in [0,1]$ . Este mapa (E) representa a função do serviço, i.e., o *stock* ou o potencial máximo de insectos polinizadores, presentes nos ecossistemas, que podem visitar e polinizar as culturas agrícolas. Este índice pode ser corrigido de acordo com as diferenças de atividade resultantes das variações na temperatura e irradiância. A incorporação deste índice de atividade (F) traduz-se num mapa de ARP atualizado (G). O mapeamento do fornecimento do serviço

em si é feito através de uma distribuição do índice de ARP pela paisagem, novamente com base no alcance de voo (C) das espécies. Desta ponderação resulta o potencial relativo de polinização (PRP)  $\in [0,1]$  (H) em cada área. Por fim, é aplicado um filtro que retira todas as ocupações onde a polinização nunca ocorreria (e.g.: massas de águas).

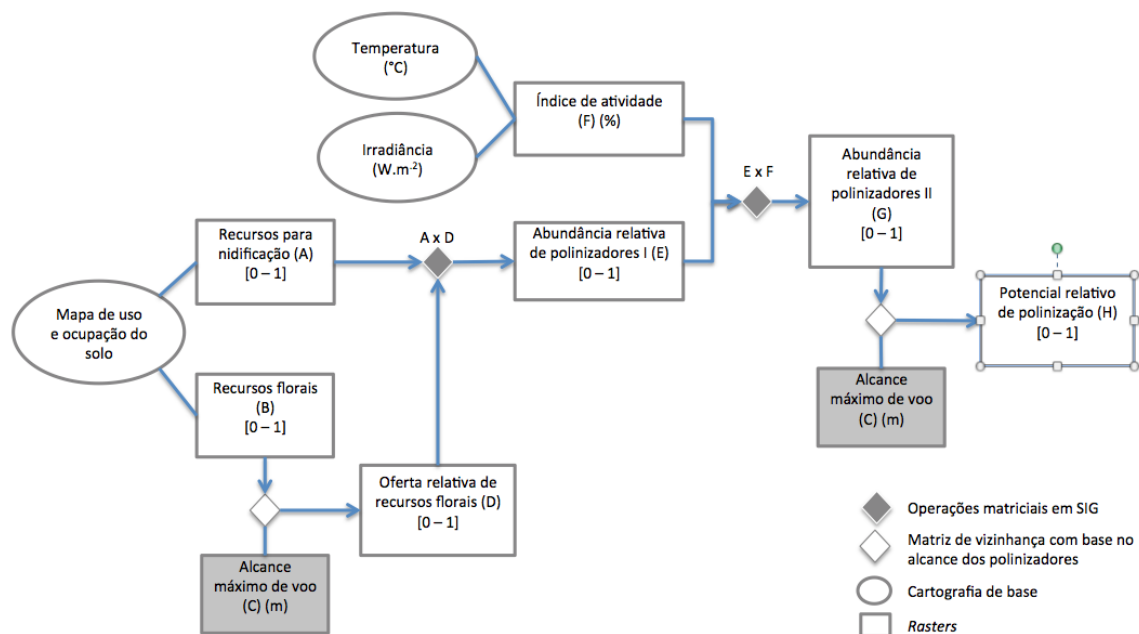


Figura 3.2 - Fluxograma do modelo ESTIMAP. Adaptado de: Zulian et al. (2013a,b).

O modelo InVEST segue igualmente estes passos. No entanto, não inclui a componente de índice de atividade, sendo esta a principal diferença entre os dois modelos. No caso concreto do modelo ESTIMAP, o mesmo não será exatamente replicado como em Zulian et al. (2013a,b), servindo este como guia à adaptação à escala local. Nas seções seguintes serão explicadas com maior detalhe as operações feitas na preparação dos mapas. Nos Anexos 1 e 2 podem ser visualizados o conjunto de operações utilizadas no ArcGIS para construir a adaptação do modelo ESTIMAP.

### 3.3.2 Potencial de recursos florais e de nidificação

A elaboração dos mapas do potencial de recursos florais (RF) e de nidificação (RN) é comum aos dois modelos. Tem como base cartografia de uso e ocupação do solo e uma matriz que relaciona as diferentes classes com a respetiva capacidade de fornecimento destes dois recursos. Baseado no proposto por Zulian et al. (2013a,b), preparou-se inicialmente o mapa de ocupação do solo final com base nas cinco componentes: ocupação do solo, ocupação agrícola, florestas, galerias ripícolas e beiras das estradas. Recorreu-se a um conjunto de bases cartográficas de modo a obter o máximo de detalhe possível para estas componentes. A conjugação destas componentes resulta num mapa de ocupação final utilizado na atribuição de pontuações para cada parâmetro (Tabela 3.1). Esta informação foi trabalhada no ArcGIS em formato vectorial e posteriormente convertida em formato

*raster*, com células (pixéis) de 25m de resolução. O conjunto de operações necessárias à preparação destes mapas encontra-se esquematizada no Anexo 1.

A cada ocupação foi atribuída uma pontuação de 0 a 1 relativa a cada recurso. Este procedimento teve como ponto de partida as pontuações originais de Zulian et al. (2013a,b) e na revisão da literatura. Posteriormente, as pontuações foram discutidas com uma especialista da área da ecologia e entomologia por forma a ajustar os valores às especificidades locais, nomeadamente tendo em consideração as espécies com maior potencial de ocorrência na área de estudo. De uma lista de espécies com ocorrência provável, optou-se por considerar apenas dois grupos de espécies: abelhas solitárias (tendo como base a *Osmia spp.*) e os abelhões (*Bombus spp.*). As pontuações para cada classe de ocupação foram discutidas e refinadas tendo estes dois grupos de polinizadores em mente, considerando as estações Primavera e Verão como o período em que se encontram em atividade.

Dada a falta de informação sobre as ocorrências específicas de espécies destes dois grupos, optou-se por atribuir as mesmas pontuações, assumindo que ambas possuem preferências semelhantes de recursos florais e no tipo de nidificação. As pontuações para cada parâmetro segundo a ocupação do solo podem ser consultadas na Tabela 3.1. A título de exemplo, uma célula que tenha 0,9 de potencial de recursos florais e de 0,5 para potencial de nidificação, indica que 90% da sua área tem o potencial em oferecer recursos alimentares e que 50% tem o potencial em fornecer locais adequados à sua nidificação. O cruzamento desta matriz com a cartografia final de ocupação do solo resulta num mapa de potencial de recursos de nidificação (A) e florais (B).

#### a) Preparação do mapa final de ocupação do solo

##### *Carta de Ocupação e Uso do solo*

Recorreu-se à Cartografia de Ocupação e Uso do Solo 2007 (COS07), do Instituto Geográfico Português, como principal base de trabalho. A sua escolha reside no facto de ser a cartografia de ocupação do solo com maior detalhe para a região em estudo. Esta carta encontra-se à escala 1:25 000 e apresenta como unidade mínima cartográfica 1ha, tendo sido produzida com base na interpretação de imagens aéreas com uma resolução espacial de 50 cm. Apresenta assim uma escala equiparável à do planeamento agrícola e com detalhe suficiente para capturar pequenos fragmentos propícios à ocorrência de polinizadores. A versão da carta obtida é definida hierarquicamente por cinco níveis, no qual o nível cinco utiliza uma nomenclatura com 193 classes. Dado que no PNSACV ocorrem 103 classes de ocupação do solo, foi necessário fazer agregações de acordo com a sua semelhança em relação aos dois parâmetros em análise (Tabela 3.1), sem que tal comprometesse o detalhe pretendido.

##### *Ocupações agrícolas*

Apesar da COS07 possuir informação do tipo de ocupações agrícolas existentes, não possui detalhe suficiente que permita identificar as culturas presentes. Deste modo, recorreu-se à carta agrícola do PRM de 2014, fornecida pela ABM. Esta carta foi intersectada com a COS07. As culturas presentes nesta carta foram agregadas segundo a sua capacidade em fornecer recursos florais e de nidificação (Tabela 3.1).

### *Ocupação florestal*

Esta componente foi trabalhada com base nas classes florestais presentes na COS07. Dado que as bordas das florestas adjacentes a terrenos abertos e pequenos fragmentos arbóreos têm impacte positivo na abundância de polinizadores (Kells e Goulson, 2003; Lautenbach et al., 2011; Schulp et al., 2014b; Svensson et al., 2000; Zulian et al., 2013a), tanto o potencial de recursos florais como o de nidificação das bordas destas ocupações devem ser diferenciados dos respetivos núcleos (Zulian et al., 2013a, 2013b) (ver Tabela 3.1). Deste modo, foi feita a delimitação das bordas das florestas com base na aplicação de um *buffer* interno de 50m, tal como proposto por Zulian et al. (2013a,b) nas extremidades das ocupações florestais. Antes de aplicar este *buffer*, foi necessário filtrar os limites internos entre diferentes tipos de florestas, de forma a que apenas os limites externos fossem considerados.

### *Galeria ripícola*

As galerias ripícolas adjacentes aos rios e ribeiras apresentam um *habitat* rico em recursos para as espécies polinizadoras (Cole et al., 2015). Com recurso à COS07 e à rede hidrográfica nacional (IGP), foram extraídas as classes referentes aos cursos de água naturais, rios e ribeiras, tendo-lhes sido atribuído um *buffer* de 25 m de acordo com Zulian et al. (2013a,b). Estas zonas foram diferenciadas entre si posteriormente segundo a ocorrência de vegetação natural ou agrícola (Tabela 3.1), tendo sido eliminadas em áreas sobrepostas a superfícies artificializadas. Este mapa foi intersectado aos anteriores, na condição que não se sobrepusesse às ocupações do solo com maior potencial de fornecimento destes recursos.

### *Beiras das estradas*

A delimitação da beira das estradas como potenciais *habitats* e corredores ecológicos para os polinizadores sugerida em Zulian et al. (2013a,b) não foi considerada na aplicação ao PNSACV. Esta opção justifica-se pelo facto da COS07 evidenciar, nesta área de estudo, áreas classificadas que coincidem com as beiras das estradas relevantes para esta componente. Na metodologia original é proposto um *buffer* de 25 m, com a mesma lógica subjacente da componente das galerias ripícolas. A replicação neste caso de estudo seria redundante uma vez que as beiras das estradas já se encontram identificadas pelas correspondentes ocupações do solo, causando sobrestimações de parcelas desadequadas aos dois parâmetros, como se verificou pela consideração desta componente numa aplicação inicial da metodologia.

### b) Atribuição de pontuações

As pontuações de 0 a 1 atribuídas às diferentes classes de uso do solo podem ser consultadas na Tabela 3.1. Nas superfícies artificiais, considerou-se que os espaços verdes urbanos, como parques e jardins, assim como espaços urbanos descontínuos possuem capacidade em fornecer recursos aos polinizadores (Maes et al., 2012b; McFrederick e LeBuhn, 2006). A atribuição de pontuações às ocupações agrícolas da COS07 e do PRM foram baseadas no sistema de pontuações de Zulian et al. (2013a,b).

Nas ocupações florestais, ao contrário de Zulian et al. (2013a,b), foram diferenciadas pontuações dentro de cada classe de floresta (e.g.: sobreiro vs eucalipto). As florestas de folhosas têm maior potencial em oferecer os recursos em questão do que ocupações florestais resinosas (Kennedy et al., 2013; Maes et al., 2012b; Zulian et al., 2013a, 2013b). Durante a discussão das pontuações considerou-se que as florestas de sobreiro deveriam ter pontuações máximas relativamente ao resto das ocupações, dada a abundância de recursos que oferecem às espécies polinizadoras. No caso das florestas de resinosas foi dada a mesma pontuação proposta por Zulian et al. (2013a,b). O potencial de nidificação das florestas de eucalipto foi reduzido em relação às florestas de sobreiro e de resinosas devido à incerteza quanto à sua natureza de produção. A pontuação das florestas mistas foi dada em função da predominância do tipo de floresta presente (IGP, 2010)

Nas classes de florestas abertas, optou-se por introduzir as mesmas pontuações das bordas das florestas das classes anteriores, dada a preferência de polinizadores por espaços arbóreos adjacentes a espaços abertos. As restantes pontuações foram dadas de acordo com Zulian et al. (2013a,b), sendo igualmente discutidas e comparadas com o disposto na escassa literatura publicada relacionando abundância de polinizadores com ocupações do solo (e.g.: Kennedy et al., 2013; Koh et al., 2015; Maes et al., 2012b)

Tabela 3.1 - Pontuações de potencial de recursos florais (RF) e de nidificação (RN) para cada ocupação do solo.

Classe		Ocupação do solo	RN	RF	
Superfícies artificiais	Tecido urbano contínuo e outras superfícies artificiais		0	0	
	Tecido urbano descontínuo		0,2	0,2	
	Espaços verdes urbanos		0,4	0,4	
Ocupações agrícolas (COS 2007)	Culturas temporárias de sequeiro		0,2	0,2	
	Culturas temporárias de regadio		0,2	0,05	
	Vinhas		0,4	0,6	
	Pomares		0,5	0,9	
	Olivais		0,5	0,5	
	Pastagens		0,3	0,2	
	Culturas temporárias de sequeiro associadas a culturas permanentes (pomares e olivais)		0,5	0,7	
	Pastagens associadas a culturas permanentes (pomares, vinhas e olivais)		0,4	0,5	
	Sistemas culturais e parcelares complexos		0,4	0,4	
	Agricultura com espaços naturais e seminaturais		0,7	0,75	
	Sistemas agroflorestais de montado associados a culturas temporárias de sequeiro		1	0,9	
	Sistemas agroflorestais de montado associados a pastagens		1	0,5	
Culturas agrícolas (PRM)	Pequenos frutos (framboesas, morangos, amoras e mirtilos)		0,1	0,9	
	Frutos		0,5	0,9	
	Brássicas		0,1	0,9	
	Hortícolas		0,4	0,75	
	Flores e plantas ornamentais		0,1	0,9	
	Batatas		0,1	0,7	
	Cereais e outras		0	0	
Florestas	Florestas de folhosas	Florestas de sobreiro e azinheira	Borda	1	1
			Núcleo	1	1
		Florestas de eucalipto	Borda	0,8	0,9
			Núcleo	0,6	0,7

	Outras folhosas	Borda	0,9	0,9	
		Núcleo	0,7	0,8	
	Florestas de resinosas	Pinheiro manso e bravo	Borda	0,9	0,4
			Núcleo	0,7	0,3
	Florestas mistas	Florestas de sobreiros com resinosas	Borda	0,95	0,85
			Núcleo	0,9	0,8
		Florestas de eucalipto com resinosas	Borda	0,8	0,8
			Núcleo	0,6	0,6
		Florestas de misturas de folhosas com resinosas	Borda	0,8	0,6
			Núcleo	0,7	0,5
		Florestas de resinosas com folhosas	Borda	0,9	0,5
			Núcleo	0,7	0,4
	Florestas abertas, vegetação arbustiva e herbácea	Vegetação herbácea natural		0,8	1
		Matos		0,9	1
Vegetação esclerofila		0,9	0,75		
Florestas abertas de sobreiro		1	1		
Florestas abertas de eucalipto		0,8	0,9		
Florestas abertas de outras folhosas		0,9	0,9		
Florestas abertas de resinosas		0,9	0,4		
Florestas abertas de sobreiro com resinosas		0,95	0,85		
Florestas abertas de eucalipto com resinosas		0,8	0,6		
Florestas abertas de misturas de folhosas com resinosas		0,8	0,6		
Florestas abertas de misturas de resinosas com folhosas		0,9	0,5		
Novas plantações e outras formações lenhosas		0,8	0,4		
Aceiros e corta-fogos		0,3	0		
Espaços abertos com nenhuma ou pouca vegetação		Praias, dunas e areias		0,3	0,1
	Rocha nua		0	0	
	Vegetação esparsa		0,7	0,35	
Zonas húmidas	Pauis e sapais		0,4	0,75	
	Rios, lagos artificiais e albufeiras		0	0	
Galeria ripícola	Galerias ripícolas dentro de áreas naturais		0,8	0,8	
	Galerias ripícolas dentro de áreas agrícolas		0,5	0,5	

### 3.3.3 Abundância relativa de polinizadores

Os mapas de RN e RF são relacionados através da introdução de informação acerca do alcance de voo das espécies consideradas. Assumiram-se as distâncias de alcance de 200m para as abelhas solitárias e de 1000m para os abelhões. Estas distâncias foram definidas com base na revisão da literatura (Gathmann e Tscharrntke, 2002; Goulson e Stout, 2001; Greenleaf et al., 2007; Maes et al., 2012b; Walther-Hellwig e Frankl, 2000) e discutidas em conjunto com as pontuações atribuídas no ponto anterior. Estes alcances são usados para diferenciar a oferta de recursos florais de acordo com a distância às células de nidificação e desta forma ponderar a abundância relativa de polinizadores em cada célula.

A quantidade de recursos florais disponíveis na envolvência dos locais de nidificação influencia a abundância de polinizadores em cada célula. Os modelos assumem que a capacidade de cada espécie em visitar cada célula, durante a procura de alimentos, diminui exponencialmente com a distância ao seu local de nidificação (Lonsdorf et al., 2009; Zulian et al., 2013a). Quanto mais distantes estes recursos se encontrarem, menor será o seu contributo para os polinizadores.

Esta informação é trabalhada na forma de uma matriz que percorre cada célula do mapa de RF, atribuindo um peso a cada célula abrangida pelo raio de alcance dos polinizadores (neste caso 200 e 1000m). Os valores originais de RF de cada célula são assim atualizados tendo em conta o potencial presente na sua vizinhança. O cruzamento deste resultado com o mapa de RN diferencia assim as células de acordo com a respetiva adequabilidade à nidificação e recursos disponíveis na sua proximidade. Ambos os modelos consideram que todas as direções têm igual probabilidade em serem tomadas pelos polinizadores durante a procura de recursos alimentares (Lonsdorf et al., 2009; Zulian et al., 2013a).

#### a) ESTIMAP

A definição desta matriz depende da resolução das células a que se está a trabalhar (neste caso 25 m) de modo a proceder ao cálculo da distância euclidiana entre cada célula  $r$ , abrangida pelo raio de alcance, à célula  $i$ . Cada matriz explicita os pesos correspondentes a todas as distâncias possíveis entre estas células, dentro dos raios de alcance de 200 e 1000m. A formulação destas duas matrizes foi realizada através da adaptação e aplicação de um código na linguagem de programação *python* fornecido pela JRC, do qual resultaram dois ficheiros posteriormente introduzidos no modelo construído no ArcGIS (Anexo 2). A aplicação destas matrizes na produção do mapa de ARP é demonstrada pela equação (1):

$$ARP_{i\beta} (ESTIMAP) = RN_i \frac{\sum_{r=0}^R RF_{ir} \times e^{-\frac{D_{ri}}{\alpha\beta}}}{\sum_{r=0}^R e^{-\frac{D_{ri}}{\alpha\beta}}} \quad (1)$$

Onde  $D_{ri}$  representa a distância euclidiana entre cada parcela  $r$  e  $i$  e  $\alpha\beta$  corresponde ao alcance máximo do polinizador  $\beta$ . O numerador da expressão representa a quantidade relativa de recursos florais (RF) ponderada pela função de distância ao longo de todas as parcelas  $r$ . O denominador da expressão representa a quantidade máxima de recursos florais disponíveis se todas as parcelas tivessem potencial máximo em fornecer estes recursos. Esta equação gera assim a proporção de habitat que, dentro do alcance dos polinizadores, fornece recursos florais ponderada em função da distância e normalizada pela quantidade máxima de recursos dentro desse alcance.

#### Índice de atividade

No que concerne o índice de atividade, que atualiza o índice de ARP, à escala europeia é importante incluir esta componente de modo a diferenciar a abundância de polinizadores em regiões com diferentes climas. À escala local, e em particular neste caso de estudo, a aplicação da mesma pode não ser determinante tal como ela é tratada no modelo ESTIMAP original. Zulian et al. (2013a,b) utilizaram a regressão proposta por Corbet et al. (1993), que permite prever a proporção de abelhas ativas de acordo com estimativas de temperatura do ar e da irradiância.

Dado que os valores médios de temperatura e irradiância, fornecidos pelo Instituto Português do Mar e da Atmosfera, são semelhantes ao longo do PNSACV, a aplicação desta regressão apenas introduz um factor corretivo homogéneo em todo o território. A sua aplicação, nesta região, reduz para cerca de metade o índice de ARP em todas as células da área de estudo. Dado que o ARP é um



índice qualitativo, a incorporação desta regressão não diferencia na prática este índice, visto que, em termos relativos, todas as células mantêm o mesmo potencial. Por conseguinte, e por introduzir uma variável de incerteza ao modelo, optou-se pelo abandono desta componente.

#### b) InVEST

O mapa de ARP para os dois grupos de polinizadores considerados é obtido através da introdução do mapa final de ocupação do solo, respetivas pontuações e da informação referente à distância de alcance. O cálculo deste índice em cada célula tem uma diferença metodológica em relação ao considerado no modelo ESTIMAP. Como se verifica na equação (2) a parcela  $i$  não é considerada na atribuição de pesos e deste modo é excluído o seu potencial em fornecer recursos florais:

$$ARP_{i\beta} (InVEST) = RN_i \frac{\sum_{r=1}^R RF_r \times e^{\frac{-D_{ir}}{\alpha_\beta}}}{\sum_{r=1}^R e^{\frac{-D_{ir}}{\alpha_\beta}}} \quad (2)$$

Caso o objetivo fosse a distinção de *habitats* de nidificação dos de alimentação, esta consideração seria adequada (Winfree et al., 2005). Dado que nestes modelos, a mesma ocupação do solo tem potencial para fornecer ambos os recursos, esta suposição não aparenta ser, à partida, apropriada. No entanto, não é expectável que tenha um impacte significativo nos resultados finais dada a quantidade de células abrangidas pelos alcances considerados, fruto da resolução detalhada a que se está a trabalhar.

#### 3.3.4 Potencial relativo de polinização

O alcance de voo dos polinizadores considerados é utilizado novamente para distribuir os polinizadores pelo território. Os polinizadores deslocam-se entre os locais onde nidificam e as células adjacentes. Deste modo, as culturas agrícolas beneficiárias do serviço que se encontrem rodeadas de células com maior oferta de ARP terão um maior potencial de polinização e vice-versa. A capacidade do fornecimento do serviço de polinização varia com a distância entre estas células e com abundância de polinizadores presentes nas mesmas, recorrendo novamente à função de decaimento exponencial para esse efeito. As equações (3) e (4) demonstram, respetivamente, o cálculo o índice de potencial relativo de polinização (PRP) no modelo ESTIMAP e InVEST:

$$PRP_{i\beta} (ESTIMAP) = \frac{\sum_{r=0}^R ARP_{ir} \times e^{\frac{-D_{ri}}{\alpha_\beta}}}{\sum_{r=0}^R e^{\frac{-D_{ri}}{\alpha_\beta}}} \quad (3)$$

$$PRP_{i\beta} (InVEST) = \frac{\sum_{r=1}^R ARP_r \times e^{\frac{-D_{ir}}{\alpha_\beta}}}{\sum_{r=1}^R e^{\frac{-D_{ir}}{\alpha_\beta}}} \quad (4)$$

Onde  $D_{ri}$  representa a distância euclidiana entre cada parcela  $r$  e  $i$  e  $\alpha_\beta$  corresponde ao alcance máximo do polinizador  $\beta$ . Ambas as equações representam a proporção de parcelas  $R$  que são ocupadas pelas visitas dos polinizadores a cada parcela. A diferença presente nestas expressões resulta do apontado no capítulo anterior.

Tanto o modelo InVEST como a adaptação do modelo ESTIMAP possibilita, a hipótese do PRP ser apresentado apenas nas parcelas agrícolas. É necessário salientar que esta delimitação não interfere no cálculo do valor deste índice nestas ocupações, sendo igual caso se considere a totalidade do território (conforme testado). Deste modo, optou-se por não considerar esta hipótese de forma a que fosse possível visualizar o fluxo do serviço pelo território. Além disso, é possível agregar o índice normalizado do PRP fornecido pelo total de espécies consideradas. No entanto, optou-se por não o fazer pois não é conhecida a proporção do contributo das abelhas solitárias e dos abelhões e por se considerar relevante visualizar e comparar os resultados do ponto de vista de diferentes polinizadores com diferentes raios de alcance.

### 3.3.5 Comparação dos modelos ESTIMAP e InVEST

Constata-se, fora as diferenças assinaladas, a similaridade entre a adaptação do modelo ESTIMAP considerada e o modelo InVEST, sendo expectável que os resultados produzidos sejam semelhantes. Mesmo assim, considerou-se relevante aplicar ambos os métodos, de modo a comparar os resultados produzidos e averiguar a performance do modelo InVEST, o qual o utilizador não tem controlo sobre o seu funcionamento, em comparação com adaptação do modelo ESTIMAP construída de raiz.

Para esse fim, foi avaliada a discrepância espacial entre os mapas de PRP de cada modelo e em que tipo de ocupação do solo essas diferenças são preponderantes. Para esse efeito, procedeu-se a subtração matricial entre os mapas de PRP do ESTIMAP e do InVEST. Este procedimento permite identificar áreas onde os valores do ESTIMAP são superiores aos do InVEST (diferença positiva) e vice-versa (diferença negativa). Dado que estes se encontram à mesma escala de valores, não é necessário proceder à sua normalização. O cruzamento destes mapas com o mapa de ocupação do solo permite identificar quais as ocupações onde as diferenças entre resultados são mais acentuadas.

## 3.4 Mapeamento e avaliação da procura pelo serviço de polinização

A procura do serviço de polinização foi avaliada de acordo com os vários tipos de culturas existentes no PRM e os respetivos níveis de dependência do serviço segundo Klein et al. (2007). Na Tabela 3.2 encontram-se os níveis de dependência e a incerteza associada à redução de produção na ausência do serviço. Os níveis de dependência foram cruzados com as culturas da carta agrícola do PRM para o ano de 2014, de forma a ser mapeada a procura do serviço para o ano em análise.

Tabela 3.2 - Níveis de dependência das culturas agrícolas relativamente ao serviço de polinização e respetivas percentagens de redução de produção na ausência do serviço. Fonte: Klein et al. (2007).

Nível de dependência	Percentagem de redução		
	Mínima	Máxima	Média
Nenhuma		0%	
Pouca	0%	10%	5%
Média	10%	40%	25%
Alta	40%	90%	65%
Muito alta	90%	100%	95%

Para complementar esta informação e avaliar a importância relativa da agricultura dependente ou beneficiária do serviço de polinização, foi estimada a vulnerabilidade agrícola caso não houvesse qualquer atividade polinizadora. Para analisar a evolução da procura do serviço, estipularam-se os anos de 2006 (ano base das cartas agrícolas do PRM) e o ano de 2014 (ano em análise).

Para tal, recorreu-se à metodologia proposta por Gallai et al. (2009), onde o rácio entre o valor económico total associado à polinização realizada por insectos (VEPI) e o valor económico total das culturas (VEC) indica o nível de vulnerabilidade associado à perda potencial de produção na ausência de polinizadores. Salienta-se que o objetivo deste procedimento não pretende a atribuição de um valor económico ao serviço de polinização, mas sim avaliar a importância do serviço para agricultura local e os potenciais prejuízos caso se verifiquem declínios acentuados nas populações nativas e comerciais. A vulnerabilidade (*Vuln*) da agricultura do PRM é assim calculada pela equação (5):

$$Vuln = \frac{VEPI}{VEC} = \frac{\sum_{i=1}^j (P_i \times Q_i \times D_i)}{\sum_{i=1}^j (P_i \times Q_i)} \quad (5)$$

Onde  $P_i$ ,  $Q_i$  e  $D_i$  referem-se respetivamente ao preço, quantidade produzida e dependência do serviço de polinização da cultura  $i$ . Para este cálculo apenas se incluíram as culturas que fornecem alimentos para consumo humano direto, sendo excluídas explorações agrícolas com finalidades ornamentais ou forrageiras. Para cada cultura foram estimados os preços médios por tonelada considerando a média dos preços de produtor dos países europeus (em USD/t), para os anos de 2006 e 2014, segundo a FAOSTAT (FAO, 2016), sendo convertidos para Euros (€) segundo as respetivas taxas de câmbio médias anuais. A quantidade produzida (em toneladas) foi estimada com recurso aos dados de produtividade (kg/ha) dos relatórios de atividade da ABM (ABM, 2013) e à base de dados do Instituto Nacional de Estatística (INE) (INE, 2016), multiplicando-os pelas áreas ocupadas por cada cultura em cada ano (ver Anexos 3 e 4). Optou-se por não se diferenciar a produtividade de cada cultura entre anos dada a inexistência de dados para muitas das culturas relevantes para o ano de 2006. No que concerne a dependência, foram considerados os três cenários de redução de produção da Tabela 3.2, i.e., mínimo, médio e máximo.

### 3.5 Mapeamento do fluxo e do balanço entre a oferta e procura do serviço

Para testar a utilidade dos mapas para as necessidades de planeamento e gestão dos *stakeholders* do PNSACV foi mapeada a relação espacial entre o potencial de polinização selvagem e a dependência das culturas agrícolas ao serviço. O carácter qualitativo deste tipo de modelos não permite definir a partir de que valor é considerado, por exemplo, um médio ou alto potencial. Deste modo, os valores de PRP foram divididos em cinco intervalos iguais, segundo a distribuição acumulada da frequência de valores ao longo da área de estudo, numa escala qualitativa de potencial de polinização: muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto. Esta reclassificação representa as várias capacidades do fluxo do serviço, representando neste caso a oferta do serviço.

Este mapa reclassificado foi sobreposto ao mapa de dependência das culturas agrícolas (procura). A relação oferta-procura foi estabelecida de três formas: oferta > procura; procura > oferta e procura =

oferta. A determinação destes balanços assenta na matriz proposta na Tabela 3.3. Decidiu-se apenas diferenciar três classes de forma a simplificar a leitura dos mapas pelos *stakeholders*, tendo sido atribuída uma nomenclatura na legenda dos mapas que permitisse distinguir a dependência de cada cultura e conseqüentemente os vários tipos de balanço.

Tabela 3.3 - Balanços entre o potencial de polinização (oferta) e a dependência das culturas relativamente ao serviço (procura).

Balanço Oferta- Procura		Procura			
		Baixa	Média	Alta	Muito alta
Oferta	Muito baixo	<	<	<	<
	Baixo	=	<	<	<
	Médio	>	=	<	<
	Alto	>	>	=	<
	Muito alto	>	>	>	=

Esta analogia permite a visualização dos fluxos do serviço no PNSACV e a identificação das ocupações agrícolas que estão a ser beneficiadas pela oferta do serviço de polinização selvagem e aquelas que apresentam um défice de oferta do mesmo. É importante frisar que estas relações, tal como estão apresentadas, têm um carácter puramente exploratório. Não existem condições para estabelecer, com confiança, o nível de fornecimento do serviço e se o mesmo tem capacidade ou não para colmatar as necessidades de cada parcela. Este procedimento deve ser visto apenas como uma primeira aproximação ao mapeamento de fluxos do serviço de polinização.

### 3.6 Envolvimento dos *stakeholders*

De forma a validar os resultados obtidos e testar a utilidade dos mapas produzidos como possíveis ferramentas de comunicação e de interação com os *stakeholders* locais, foi organizado um *workshop* participativo no dia 19 de Fevereiro de 2016 nas instalações da ABM, em Odemira. A escolha do formato teve como objetivo a partilha de informação e a promoção do diálogo entre participantes, que não seria possível caso se optasse por entrevistas individuais. Foram convidadas várias entidades relevantes para o caso de estudo por contacto direto e por sugestão por parte dos *stakeholders* previamente contactados (Anexo 5). Os convites foram direcionados aos sectores da agricultura local e regional, apicultura, a empresas de venda de serviços de polinização, à gestão do PNSACV (ICNF), a ONGAs e ativismo local e às divisões de planeamento dos municípios. Este *workshop* teve a duração de uma manhã e foi dividido em duas sessões de trabalho.

A primeira sessão teve como objetivo aprofundar o conhecimento dos serviços de polinização no PNSACV através de uma discussão coletiva entre os participantes. A sessão foi organizada com base numa abordagem de pergunta-resposta, onde foram colocadas um conjunto de questões relativas aos seguintes tópicos: (1) importância da polinização na agricultura local e para a globalidade do PNSACV; (2) quem são os beneficiários e fornecedores do serviço; (3) qual o estado dos polinizadores domesticados e nativos na região; (4) quais as principais pressões ao serviço e respetivos impactes no seu fornecimento. Pretendeu-se que esta discussão permitisse capturar o conhecimento e as percepções dos participantes relativamente ao estado do serviço na região e criar

uma linha de base comum sobre a importância da polinização no PNSACV. Procurou-se, durante a discussão de cada tópico, esclarecer e estabelecer a distinção entre o serviço de polinização fornecido pelas abelhas comerciais e as nativas. O aprofundamento destes tópicos teve como finalidade o estabelecimento de uma ponte entre os problemas identificados pelos participantes e a possível utilidade dos mapas na formulação de respostas e estratégias de atuação.

Na segunda parte da sessão foram apresentados mapas de potencial de polinização, de dependência das culturas e do balanço oferta-procura. Foi sucintamente explicada a finalidade do procedimento de mapeamento, as suas premissas e materiais utilizados, sendo devidamente esclarecido que os mapas produzidos apenas dizem respeito à componente nativa do serviço. Na apresentação dos mapas pretendeu-se aferir a sua validade, perceptibilidade e utilidade na perspectiva dos participantes. Foram abordados os seguintes tópicos de discussão: (1) perceptibilidade dos mapas como ferramentas de comunicação; (2) validade dos mapas apresentados; (3) sugestões de melhoria; (4) motivação de sinergias no delineamento de estratégias de conservação e (5) identificação e planeamento de áreas para o fornecimento do serviço.

No final, foi solicitado aos participantes que respondessem a uma ficha de avaliação da sessão (Anexo 6), onde lhes foi pedida a sua opinião sobre um conjunto de aspetos, nomeadamente a utilidade dos mapas apresentados nos seus sectores de atividade e respetivas aplicações práticas, a sua perceptibilidade, o que eles gostariam de ver representado e o contributo geral da sessão na melhoria da sua percepção sobre o tema.



## 4 Apresentação e discussão dos resultados

### 4.1 Potencial de polinização no PNSACV

#### 4.1.1 Abundância de polinizadores e potencial de polinização

A atribuição de pontuações a cada ocupação do solo (Tabela 3.1) permitiu produzir os mapas de potencial de oferta de recursos florais (RF) e de nidificação (RN) (Figura 4.1). Verifica-se que os locais mais adequados para nidificação se encontram concentrados fora do PRM, nos municípios de Aljezur, Vila do Bispo e a norte de Odemira. Apesar da predominância agrícola no PRM, existem um conjunto de corredores naturais entre estas parcelas que fornecem locais potencialmente aptos para a nidificação dos polinizadores. É igualmente nestas áreas onde se verifica o maior potencial concentrado de recursos florais, não só nestes corredores como nas ocupações agrícolas envolventes. O restante potencial de recursos florais tem uma distribuição espacial semelhante à dos recursos de nidificação.

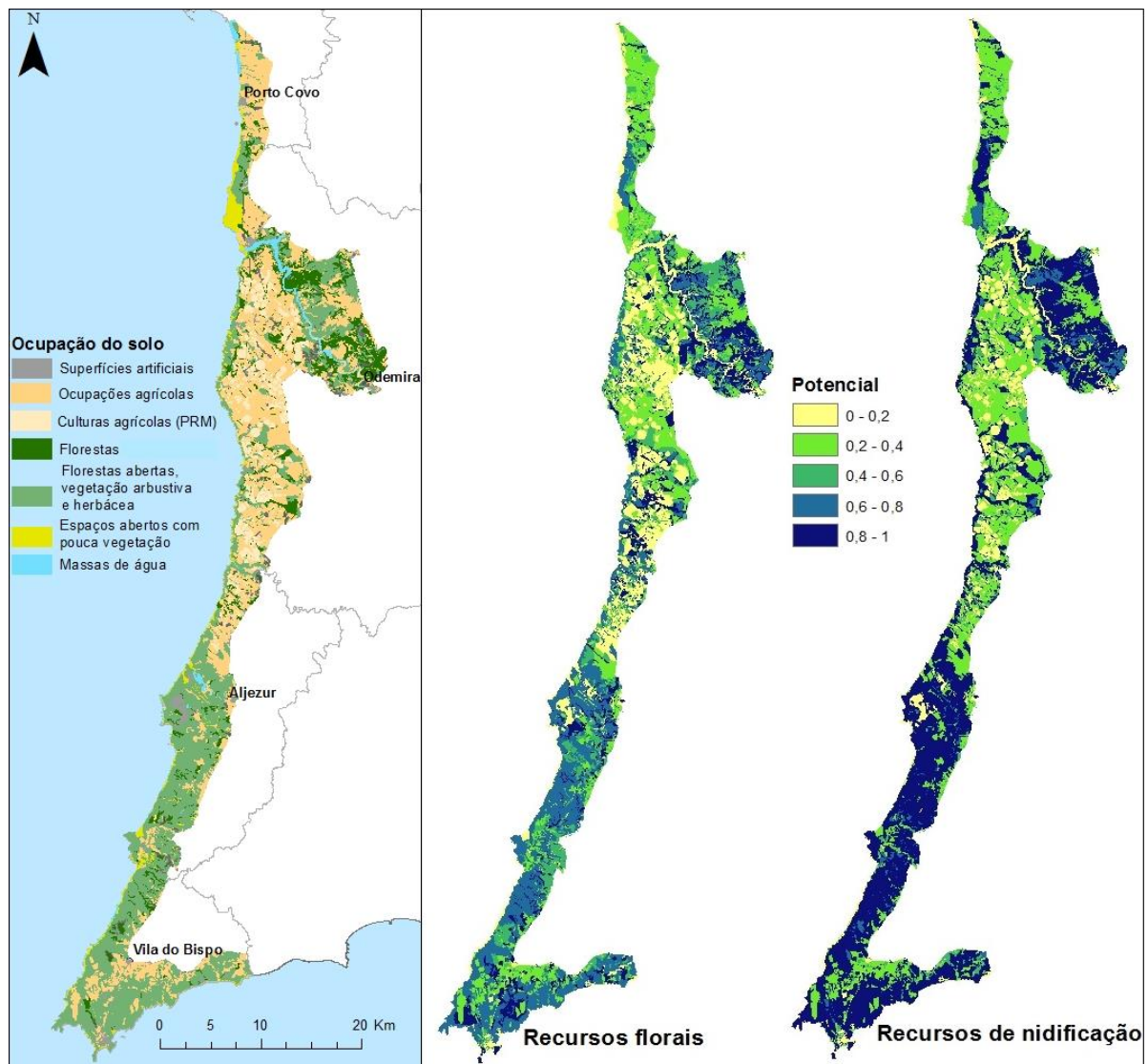


Figura 4.1 - Mapas de recursos florais e de nidificação obtidos pelo cruzamento da matriz de ocupação do solo com as respetivas pontuações de RF e RN.

Estes mapas serviram de base, juntamente com a matriz de ponderações relativa aos alcances de 200 e de 1000m para as abelhas solitárias e para os abelhões, aos mapas de abundância relativa de polinizadores (ARP) e de potencial relativo de polinização (PRP) resultantes da aplicação dos modelos ESTIMAP (Figura 4.2) e InVEST (Figura 4.3). Os mapas de ARP representam a abundância de polinizadores em cada célula ponderada pela quantidade de recursos florais dentro dos respectivos alcances. Os mapas de PRP representam a abundância de polinizadores que visita cada parcela e que fornece o serviço de polinização.

Verifica-se que, em ambos os modelos, os valores mapeados de ARP e respectivo PRP para os abelhões são sempre inferiores aos mapas correspondentes às abelhas solitárias (Figura 4.2 e 4.3). Este aspecto levanta um problema de natureza metodológica. Sendo o alcance dos abelhões superior (1000m), estes possuem uma panóplia de recursos alimentares superior à das abelhas solitárias (200m). Havendo uma maior oferta de recursos disponíveis, a abundância relativa de abelhões deveria ser igual ou superior e nunca inferior à de abelhas solitárias. Além disso, por terem um maior alcance, o potencial de polinização, originado pela sua abundância, nunca deveria ser inferior. Nos mapas apresentados, observa-se apenas um esbatimento geral da abundância de polinizadores pela paisagem do PNSACV.

Este resultado contraintuitivo despoletou o questionamento da pertinência do índice utilizado na matriz de alcance proposta por Lonsdorf et al. (2009) (equações 2 e 4) e replicada por Zulian et al. (2013a,b) (equações 1 e 3). Nestes modelos, assume-se que todas as direções têm igual probabilidade de serem tomadas pelos polinizadores. Não questionando a legitimidade desta premissa, é certo que a aplicação prática da mesma neste exercício de modelação traduz-se numa contradição relativa ao comportamento dos polinizadores. O conhecimento empírico descrito na literatura consultada refere que as abelhas, e em particular os abelhões, caso estejam saudáveis, são seletivas na escolha de rotas na procura de alimentos. Esta seletividade tem como finalidade o aumento da eficiência da capacidade de recolha de alimentos (Lihoreau et al., 2010; Ohashi et al., 2007; Olsson et al., 2015; Pyke, 1998). A matriz aplicada por ambos os modelos não reflete este conhecimento. A sua aplicação leva a que se considere que todas as células  $r$  abrangidas pelos raios de alcance sejam consideradas no cálculo de ARP da célula  $i$ . Deste modo, quanto maior for este alcance, maior será a probabilidade de englobar uma maior diversidade de recursos e por isso convergir para um valor médio. Mesmo que a sua vizinhança de 1000m apresente células com alto potencial, não alcançadas pelas abelhas solitárias, o peso atribuído pela função de decaimento exponencial mascara a sua importância no cálculo do índice de ARP para os abelhões. Nesta lógica e de uma forma exemplificativa, considere-se um cenário de uma ilha isolada rica em RN e RF. Aquando a aplicação destes modelos neste cenário, quanto menor for o alcance de espécies, maior será a sua abundância relativa, pois abrange menos área com ausência de recursos (neste caso a massa de água envolvente).



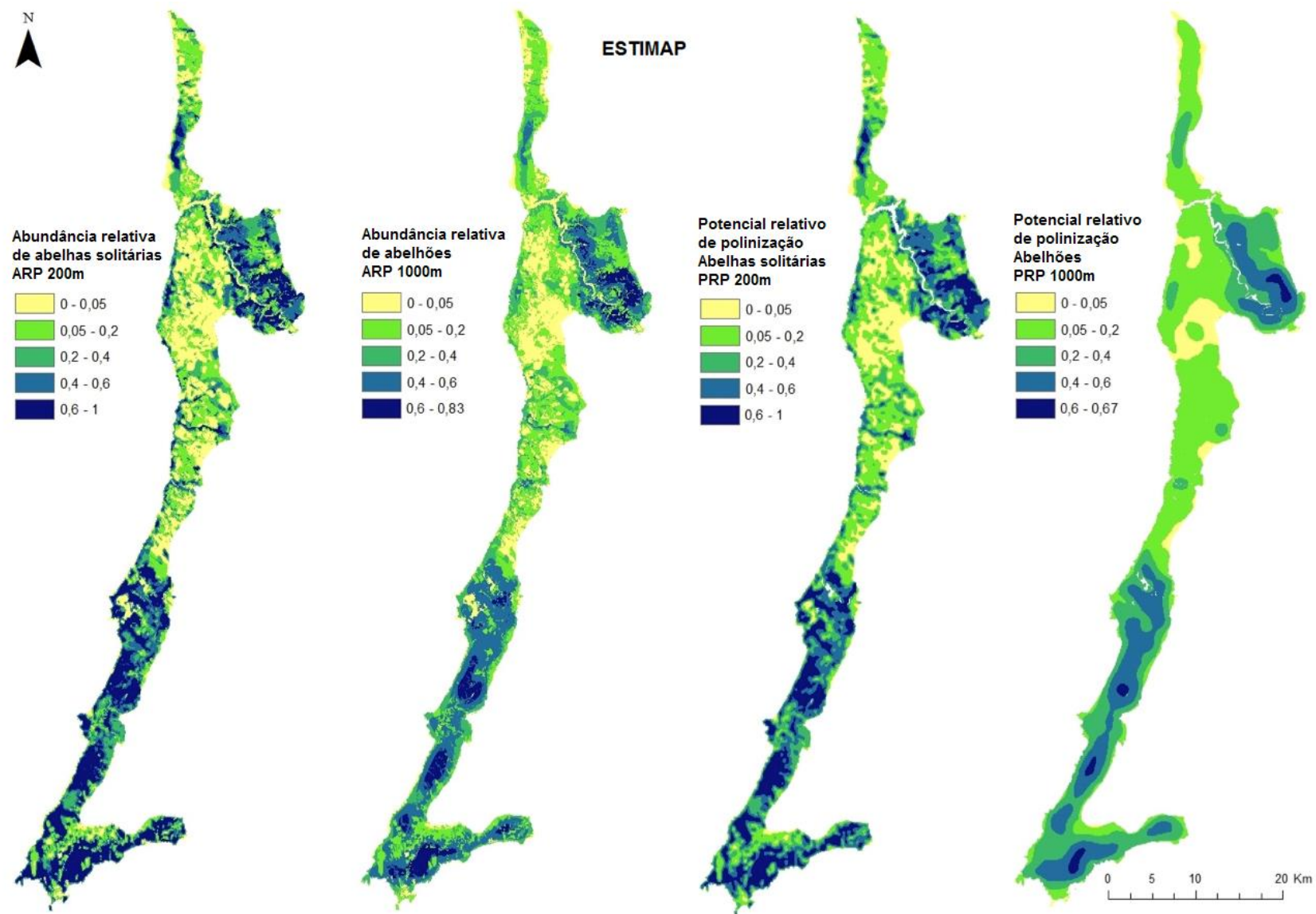


Figura 4.2 - Mapas de ARP e PRP respectivos às abelhas solitárias e aos abelhões produzidos pela aplicação do modelo ESTIMAP.

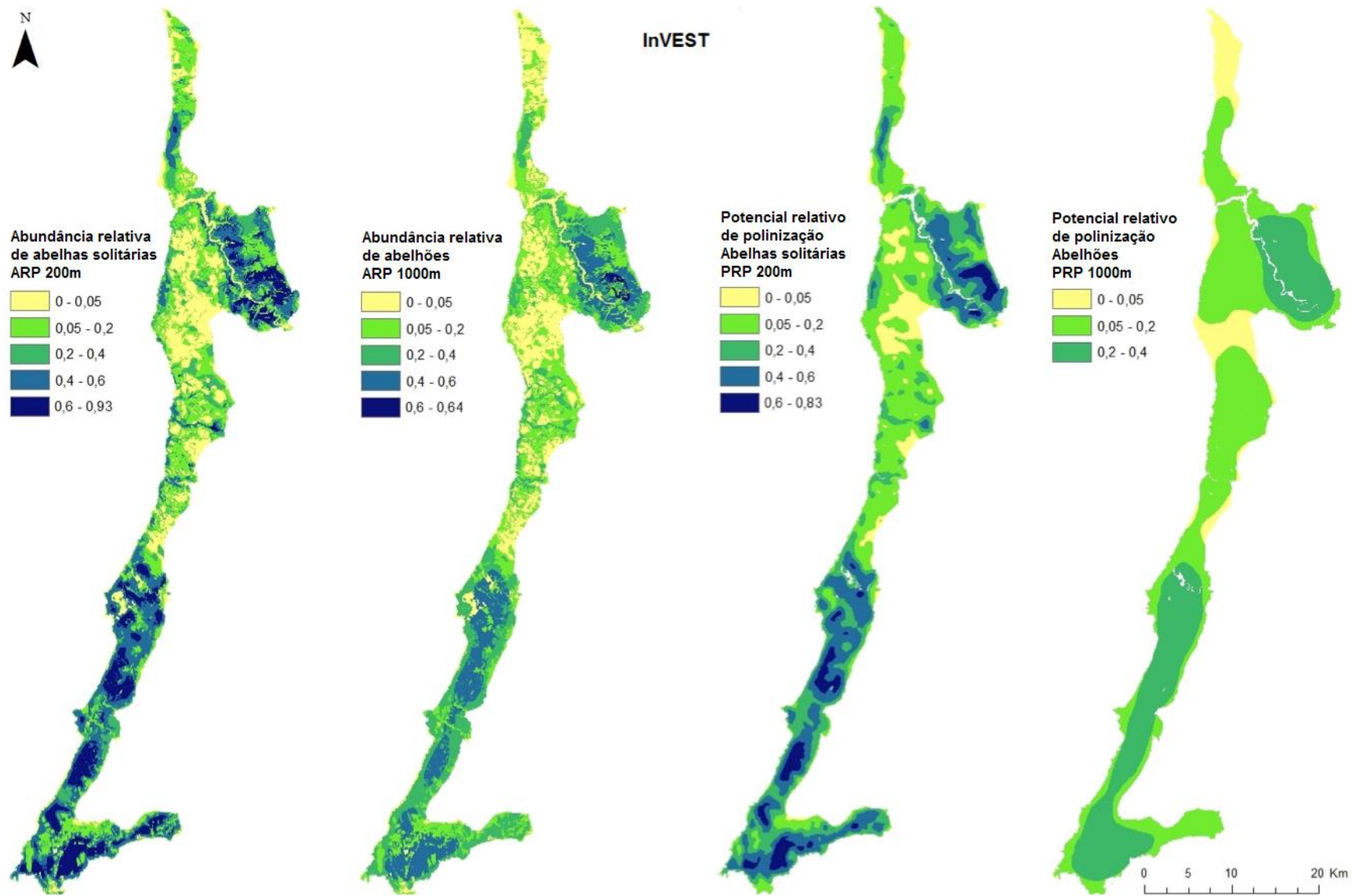


Figura 4.3 - Mapas de ARP e PRP respectivos às abelhas solitárias e aos abelhões produzidos pela aplicação do modelo InVEST.

O cálculo de PRP é igualmente afetado, visto que considera que todas as células têm potencial em serem polinizadas, não condicionando por isso as visitas a essas células. Esta situação é evidente na comparação dos mapas de PRP 200m com os de PRP 1000m (Figura 4.2 e 4.3). Verifica-se que existem um conjunto de áreas que apresentam um PRP 200m maior do que o PRP 1000m. Da mesma forma que o potencial diminui nestas áreas, aumenta ligeiramente em áreas sem capacidade de oferecer qualquer tipo de recurso, e deste modo sem potencial de serem polinizadas na realidade, devido à maior distribuição de polinizadores pela paisagem. Esta distribuição demonstra-se desadequada, considerando que os polinizadores se difundem pelo território desde os locais onde nidificam sem qualquer critério.

Nos resultados produzidos pelo InVEST (Figura 4.3) verifica-se que este efeito é mais acentuado do que nos mapas produzidos pela aplicação do modelo ESTIMAP (Figura 4.2). A razão para as diferenças verificadas é difícil de apurar. A documentação da versão do modelo utilizado, 3.2.0 (Sharp et al., 2015), reproduz o modelo proposto por Lonsdorf et al. (2009). A função de decaimento exponencial é igual à utilizada na produção dos mapas do ESTIMAP, assim como as pontuações atribuídas. A única diferença registada refere-se à atribuição de ponderações às células  $r$  vizinhas e da respetiva normalização não considerar a célula  $i$  de origem. No entanto, esta diferença não tem influência significativa dado o número de parcelas abrangidas pelas matrizes. Presume-se que a função de decaimento exponencial tenha um comportamento diferente do reportado e que seja a responsável pelas diferenças acentuadas. O facto de se tratar de um modelo fechado torna difícil a aferição do problema, sendo estes aspectos explorados com maior detalhe no próximo capítulo. No caso do modelo ESTIMAP, como a matriz aplicada foi construída manualmente, foi possível comprovar e validar de que forma é ponderada cada célula  $r$  em função da distância à célula  $i$ .

Os intervalos definidos nas Figuras 4.2 e 4.3 foram determinados segundo a divisão da distribuição acumulada de valores de ARP em cinco partes iguais, tratando-se de uma prática comum neste tipo de aplicações (Vrebos et al., 2015; Zulian et al., 2013a). Esta opção reside no facto de não existirem valores padrão que possam ser traduzidos em diferentes níveis de capacidade de fornecimento do serviço.

Nas Figuras 4.4 e 4.5 são representadas as áreas (em %) abrangidas por cada intervalo de valores dos índices de ARP e PRP produzidos pelos dois modelos. É atribuído a cada intervalo o nível de capacidade de potencial (muito baixo a muito alto), segundo a distribuição acumulada de valores das abelhas solitárias do ESTIMAP. Dada a incerteza por detrás dos resultados do InVEST e dos mapas referentes aos abelhões serem contraintuitivos em comparação às das abelhas solitárias, assumiu-se estes valores como os mais apropriados para o seguimento do trabalho. A utilização do mesmo intervalo facilita ainda a exposição da limitação identificada nos mapas apresentados. Comparando cada índice, verifica-se que o aumento de distância se traduz numa confluência de valores extremos (altos e baixos) para valores intermédios.

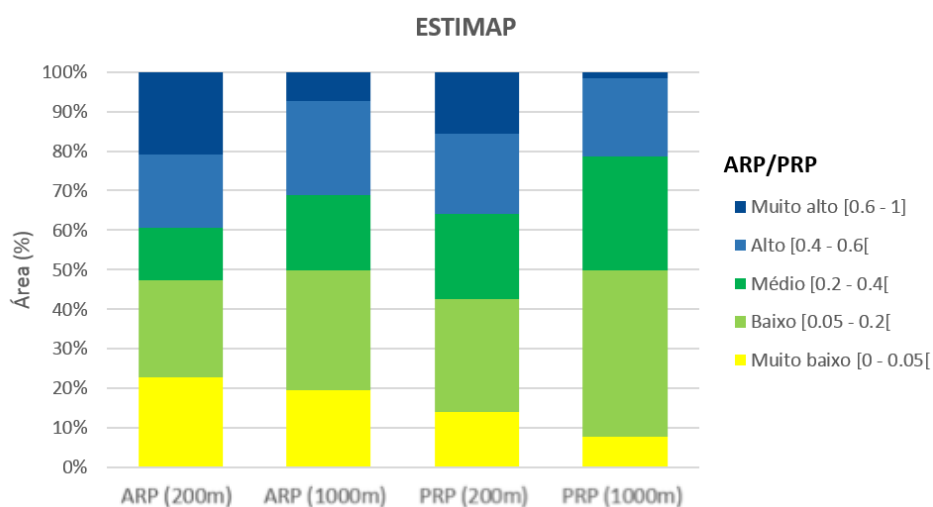


Figura 4.4 - Áreas (%) abrangidas por cada intervalo dos índices de ARP e PRP obtidos pela aplicação do ESTIMAP.

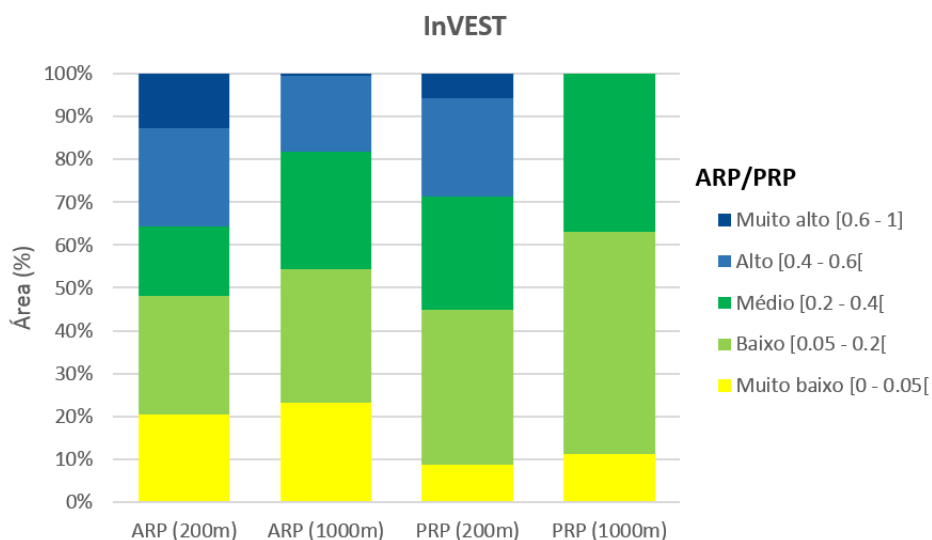


Figura 4.5 - Áreas (%) abrangidas por cada intervalo dos índices de ARP e PRP obtidos pela aplicação do InVEST.

#### 4.1.2 Comparação dos resultados obtidos com os dois modelos

A subtração matricial entre os mapas de PRP de cada modelo permite visualizar espacialmente as diferenças entre os resultados obtidos (Figura 4.6). Estes mapas permitem identificar as áreas onde os valores obtidos com o ESTIMAP se revelaram superiores aos do InVEST e vice-versa, além de ser possível averiguar o intervalo de diferença entre os mesmos. Nos mapas apresentados, verifica-se uma predominância de diferenças positivas, i.e., onde os PRP do ESTIMAP foram superiores, facto esse visível no ponto anterior. Registam-se, no entanto, áreas onde o InVEST gerou um PRP superior, especialmente no mapa referente às abelhas solitárias.

Estes mapas por si só não permitem compreender a natureza destas discrepâncias. O cruzamento destes mapas com as ocupações do solo permitiu identificar em que tipo de classes as diferenças de

resultados eram mais notórias. Para ambos os grupos de polinizadores, as áreas onde o PRP obtido com o InVEST foi superior ao do ESTIMAP são predominantemente ocupadas por usos agrícolas com baixo potencial em fornecer recursos aos polinizadores, em particular as culturas de sequeiro, regadio e pastagens. Por outro lado, as áreas onde o ESTIMAP produziu valores superiores são caracterizadas por ocupações de vegetação herbácea e arbustiva e por ocupações florestais.

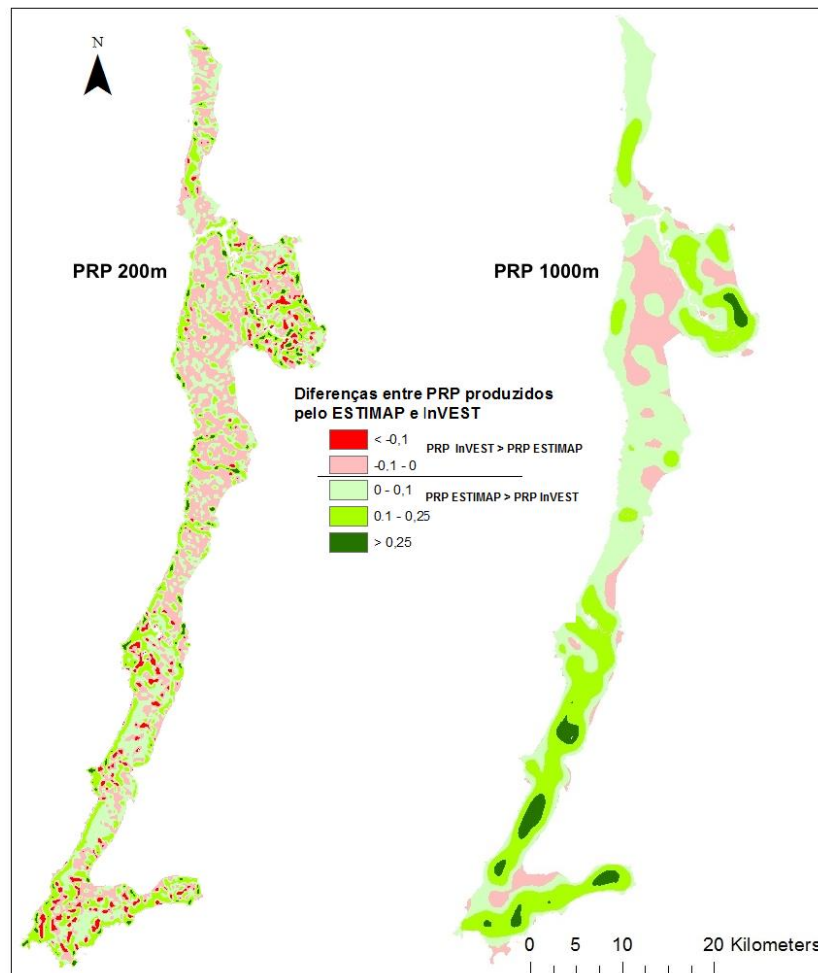


Figura 4.6 - Diferença espacial do PRP 200 e 1000m produzidos pelos modelos ESTIMAP e InVEST.

Esta evidência é um resultado direto da forma como é considerada a função de decaimento exponencial no modelo InVEST. O problema tem a sua gênese no cálculo do ARP, sendo o seu efeito propagado no PRP, uma vez que cada célula aparente estar a ser ponderada de uma forma diferente à reportada. Da mesma forma que as ocupações naturais são penalizadas por uma envoltória pobre em RN e RF, estas últimas são beneficiadas pelos altos RN e RF das primeiras. Sendo que a matriz de função de decaimento aparenta ter uma maior influência nos resultados do InVEST, é natural que ocupações com pouco potencial tenham um PRP superior ao do ESTIMAP. De forma análoga, os PRP do ESTIMAP presentes nas parcelas naturais são menos penalizados pela envoltória do que no InVEST.

Apesar destes modelos serem praticamente idênticos, a respetiva aplicação gerou resultados com diferenças significativas em algumas regiões que podem ter influência na avaliação do fornecimento

do serviço às culturas beneficiárias. Com o propósito de averiguar a génese destas diferenças, testou-se ainda a aplicação da versão 2.5 do modelo InVEST, o qual produziu resultados idênticos aos do ESTIMAP. Deste modo a versão utilizada, 3.2, não mapeia o serviço como reportado pela sua documentação (Sharp et al., 2015), devendo estar a considerar uma função de decaimento que não a exponencial, devendo a sua utilização ser cautelosa neste sentido. Apesar de ter a vantagem de rapidez de manuseamento da sua interface e de apenas ser necessário fornecer ficheiros de *input*, o facto de ser uma ferramenta fechada dificulta a análise dos resultados obtidos e de conferir a transparência e nível de confiança desejada pelos decisores. Deste modo, optou-se pelo abandono do modelo InVEST nas etapas seguintes do trabalho.

#### 4.2 Dependência e vulnerabilidade do serviço de polinização

A interseção dos níveis de dependência de cada cultura segundo Klein et al. (2007) com o mapa de ocupações agrícolas do PRM para o ano de 2014 permitiu mapear a procura pelo serviço de polinização (Figura 4.7, 4.8 e 4.9). Tendo em conta a totalidade de ocupação agrícola existente, a área agrícola dependente pelo serviço não aparente ser visualmente expressiva. No entanto, é necessário ter em conta o volume produzido e o respetivo valor económico associado.

Na Tabela 4.1 é apresentado o valor económico total associado à polinização realizada por insectos (VEPI) da área de estudo para os três cenários de redução (mínimo, máximo e médio) do nível de dependência para cada cultura e para os anos 2006 e 2014. Verifica-se uma evolução positiva do valor económico dependente do serviço entre os anos em análise. Constata-se que o valor associado ao cenário de mínima redução de produção de 2014 assemelha-se ao valor económico total das culturas (VEC) de 2006. Os cálculos e informação por detrás destes valores podem ser consultados nos Anexos 3 e 4.

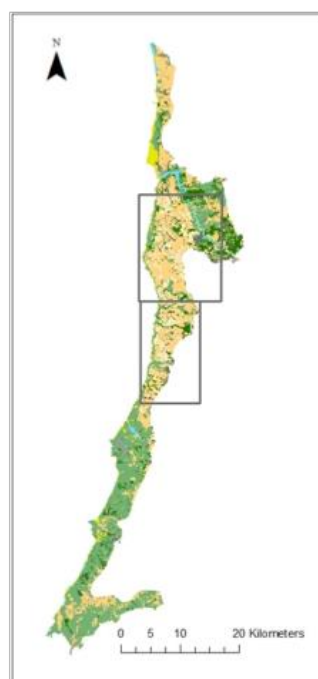


Figura 4.7 - Localização das parcelas Norte e Sul do PRM com culturas beneficiárias e dependentes do serviço.



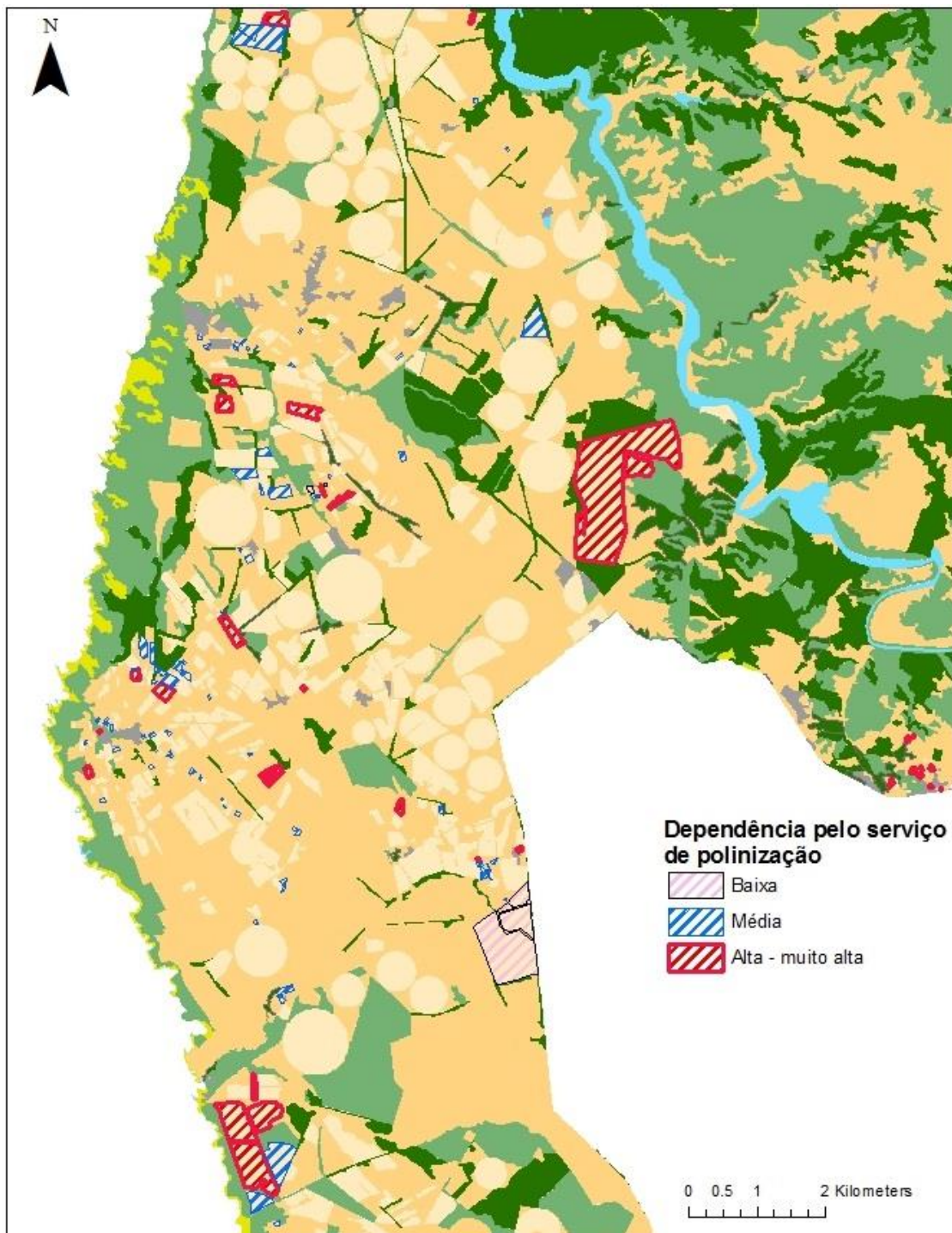


Figura 4.8 - Dependência das culturas agrícolas relativamente ao serviço de polinização da parcela Norte do PRM.

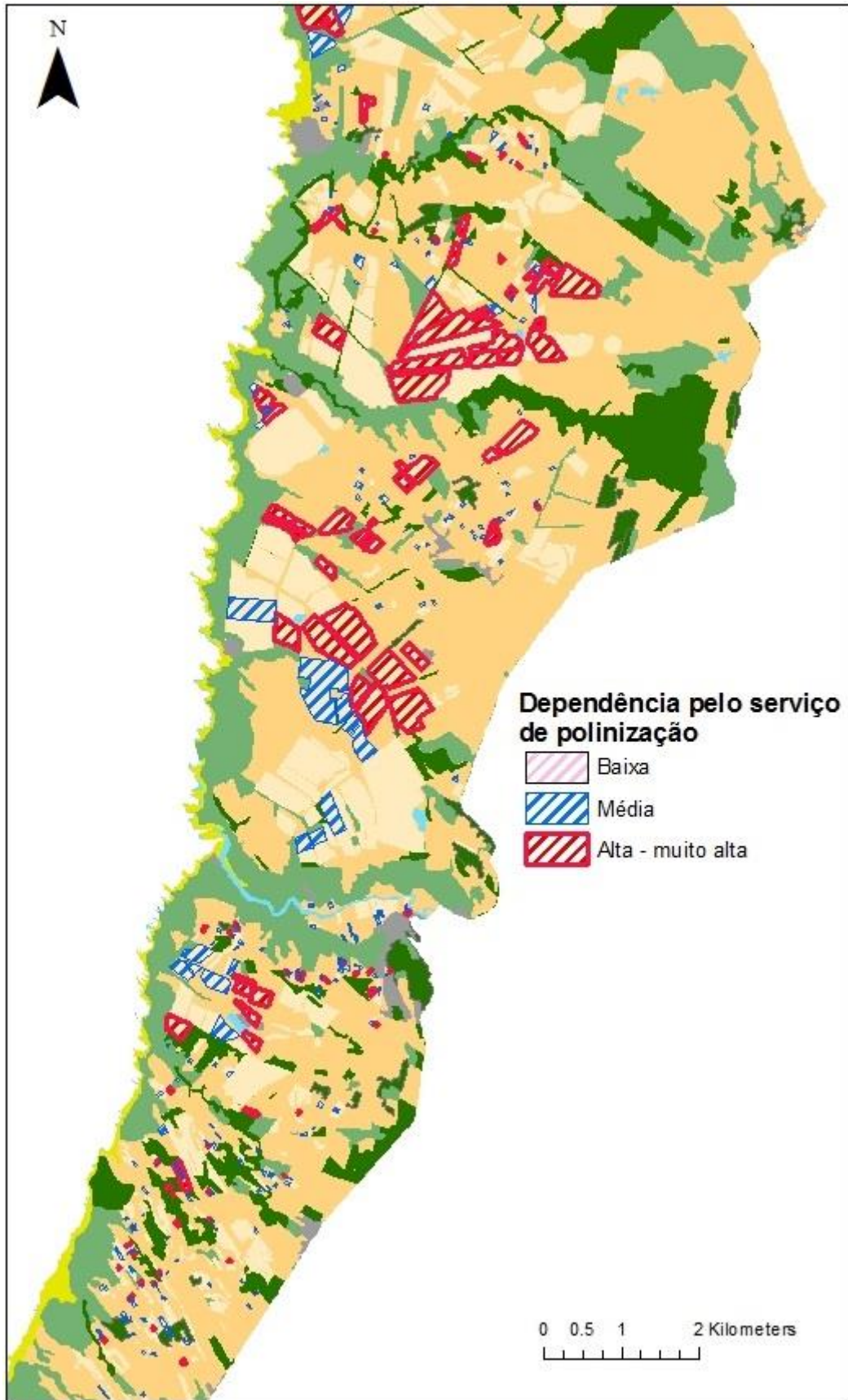


Figura 4.9 - Dependência das culturas agrícolas relativamente ao serviço de polinização da parcela Sul do PRM.



Na ausência de serviços de polinização comerciais e nativos, verifica-se um aumento significativo de vulnerabilidade da agricultura praticada entre os anos em estudo. A vulnerabilidade do ano de 2014 relativa ao cenário de redução mínima é próxima à originada pelo cenário de máxima redução de 2006. Este aumento deve-se principalmente ao aumento de área cultivada de framboesas, que tem uma dependência alta do serviço, assim como da respetiva produção (ver Anexos 3 e 4).

Sendo que os produtores destas culturas recorrem a serviços de polinização contratados aos apicultores e a empresas, não é possível, neste momento, avaliar a vulnerabilidade destas ocupações à ausência de polinizadores selvagens dado o desconhecimento do seu real contributo. Embora existam corredores e ocupações naturais nas imediações das culturas dependentes, é desconhecida o número de visitas de polinizadores nativos ou se estas efetivamente visitadas pelos mesmos. Num cenário extremo, em que haja um total declínio de polinizadores domesticados e nativos, a agricultura dependente praticada nesta região apresenta-se economicamente vulnerável.

Tabela 4.1 - Vulnerabilidade da agricultura presente no PNSACV à ausência de serviços de polinização, para os cenários de redução mínima, máxima e média.

Ano	VEC (€)	VEPI (€)			Vulnerabilidade		
		Mínimo	Máximo	Médio	Mínimo	Máximo	Média
2006	21 554 286	2 965 940	6 793 091	4 879 516	14%	32%	23%
2014	65 524 768	20 109 554	46 059 090	33 084 322	31%	70%	50%

VEC - Valor económico total das culturas

VEPI - Valor económico total associado à polinização realizada por insectos

Vulnerabilidade = VEPI/VEC

€ - Euro

Note-se, no entanto, que estes valores devem ser lidos como estimativas grosseiras dos prejuízos económicos associados a este declínio. Com efeito, o nível de dependência das culturas não é totalmente compreendido, devendo ser realizados estudos de campo para o apurar. Além disso, os preços ao produtor utilizados representam uma média de valores europeus. Por estes motivos, os valores apresentados devem ser utilizados apenas para contextualização da importância relativa do serviço de polinização na área de estudo, na sua componente económica.

### 4.3 Balanço entre a oferta e procura do serviço

O fluxo do potencial de polinização fornecido pelas abelhas solitárias e dos abelhões nas ocupações agrícolas, dentro dos intervalos definidos anteriormente, pode ser observado nas Figuras 4.10 e 4.11, respetivamente. A comparação destas figuras salienta a limitação do modelo ESTIMAP em calcular o potencial de polinização de um modo satisfatório. Fixando a análise nas culturas com dependência alta, constata-se que culturas agrícolas abrangidas pelo PRP alto fornecido pelas abelhas solitárias, deixam de o ser quando abrangidas pelo raio de alcance dos abelhões (1000m). A distribuição do PRP por culturas com nenhuma dependência pela polinização biótica é igualmente uma lacuna, tendo uma influência significativa nos resultados, uma vez que diminui a abundância do número de visitas às parcelas dependentes.

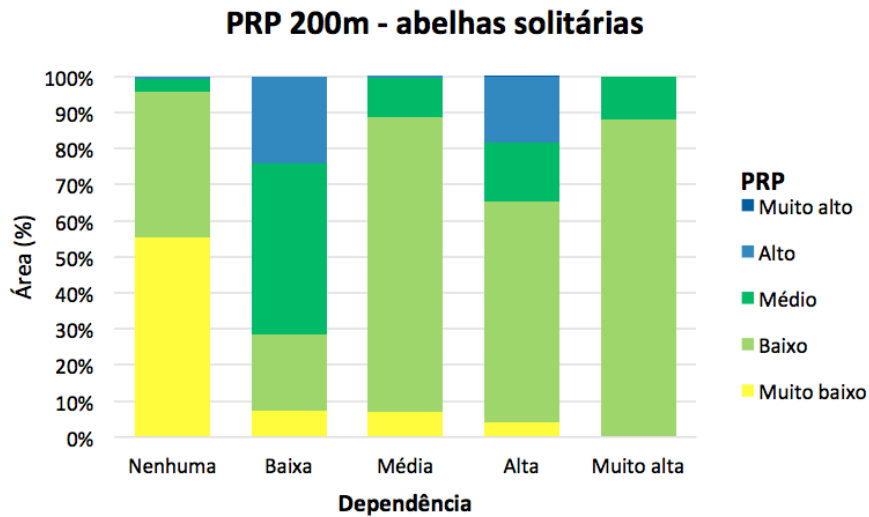


Figura 4.10 - Distribuição espacial do PRP das abelhas solitárias nas ocupações agrícolas de acordo com a respectiva dependência do serviço.

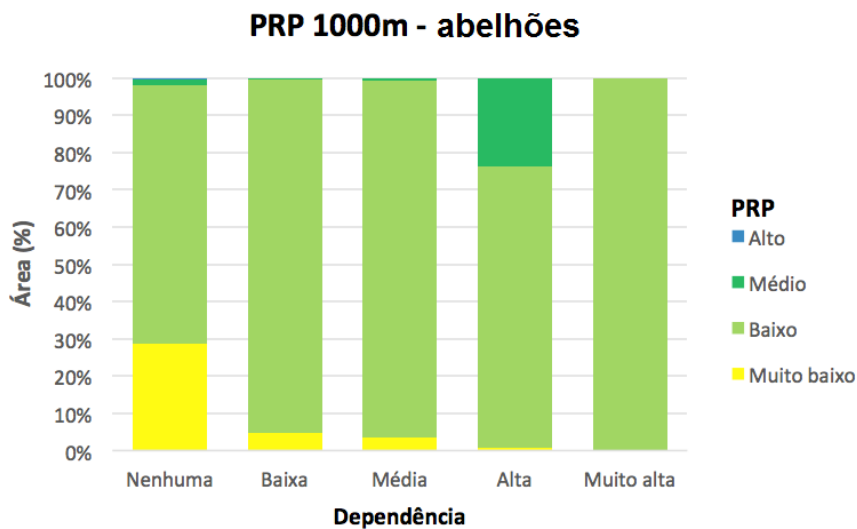


Figura 4.11 - Distribuição espacial do PRP dos abelhões nas ocupações agrícolas de acordo com a respectiva dependência do serviço.

A Figura 4.12 apresenta uma parcela que ilustra de forma clara o problema em discussão. Nesta parcela é visível a ocorrência de corredores e ocupações naturais nas imediações de áreas beneficiárias do serviço. Caso se considere que estas parcelas têm potencial máximo de sustentar polinizadores, é possível calcular a probabilidade de visita a parcelas agrícolas com a função de decaimento exponencial, sem ponderar ainda com os recursos florais presentes nessa zona. Verifica-se na Figura 4.13 que com um raio de alcance de 200m, a quase totalidade de área dependente encontra-se fora deste alcance. Por sua vez, um alcance de 1000m abrange a totalidade das áreas, além do respectivo potencial de visita ser elevado nas parcelas com dependência pelo serviço.

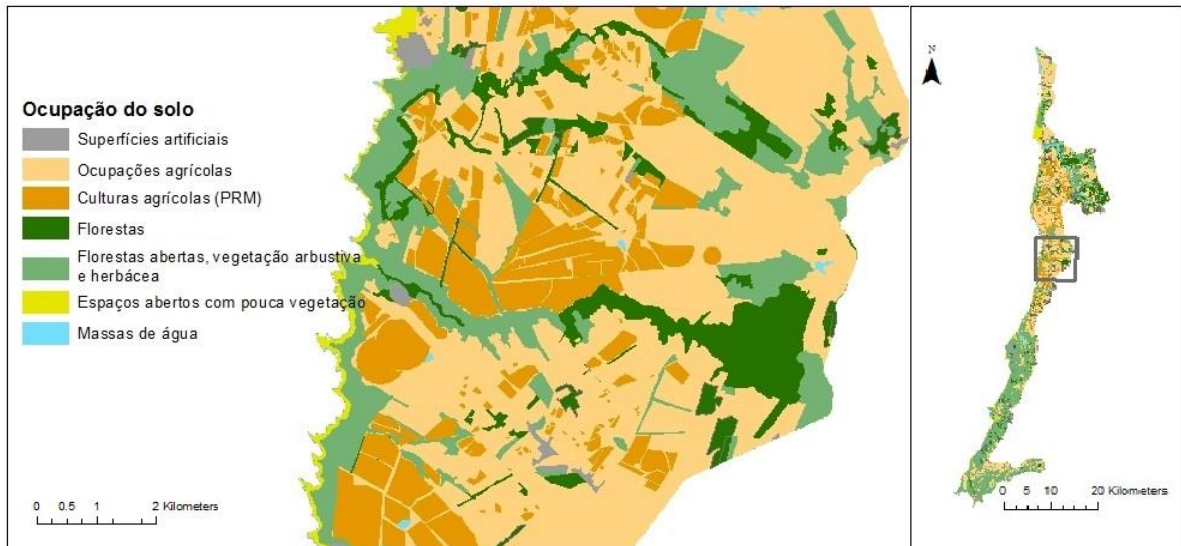


Figura 4.12 - Ocupação do solo de uma parcela representativa e respetiva localização no PNSACV.

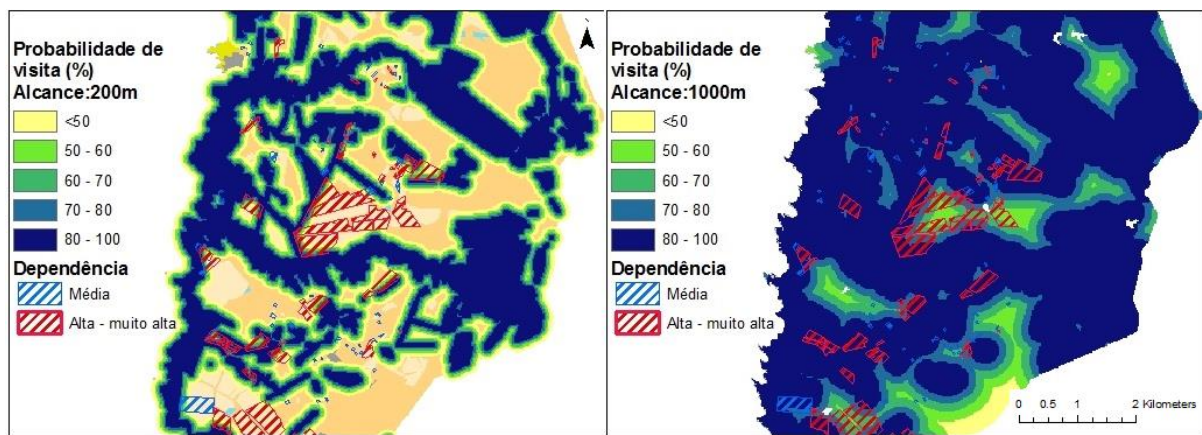


Figura 4.13 - Probabilidade de visita a cada célula de acordo com o alcance de voo (200 e 1000m).

Verifica-se que a probabilidade de visita de uma parcela rica em RF pode ser igual ao de uma parcela que não forneça este recurso, como é visível nesta área. A probabilidade de visita ao ser ponderada pelos recursos florais abrangidos pelo respetivo raio de alcance computa a abundância relativa de polinizadores nestes corredores. Neste caso, um alcance de 1000m oferece uma maior oferta de RF aos polinizadores, devendo, na teoria, resultar numa maior abundância. No entanto, o respetivo mapa de ARP 1000m não representa esta realidade quando comparado com o mapa de ARP 200m, pelas razões já explicitadas (Figura 4.14). Deste modo, verifica-se que áreas dependentes pelo serviço não beneficiam do PRP 1000m fornecido por estes corredores, havendo um baixo potencial de polinização generalizado (Figura 4.15). Na Figura 4.16 é possível observar, para a generalidade do território, a sensibilidade do modelo ao alcance de voo introduzindo e respetivo efeito na diminuição de potencial de polinização nas parcelas agrícolas dependentes.

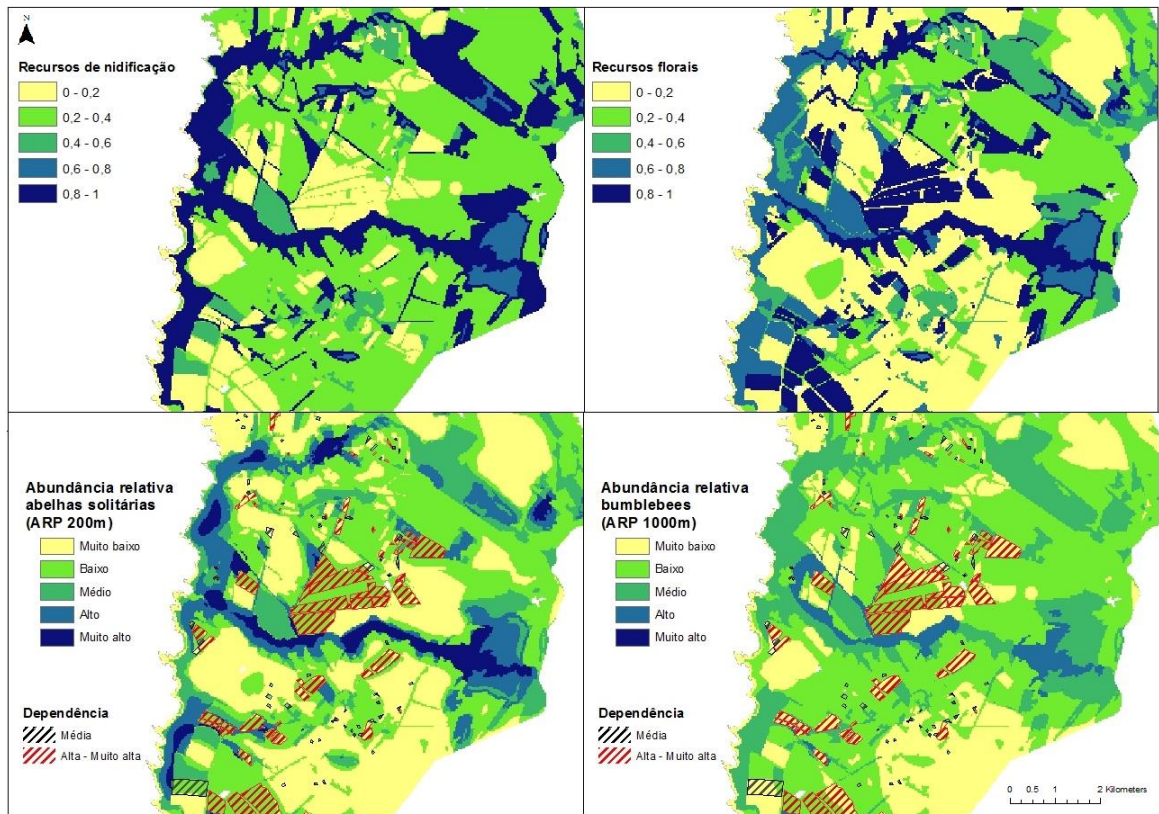


Figura 4.14 - Diluição da ARP dos abelhões comparativamente ao das abelhas solitárias, independentemente do alcance a uma maior oferta de RF.

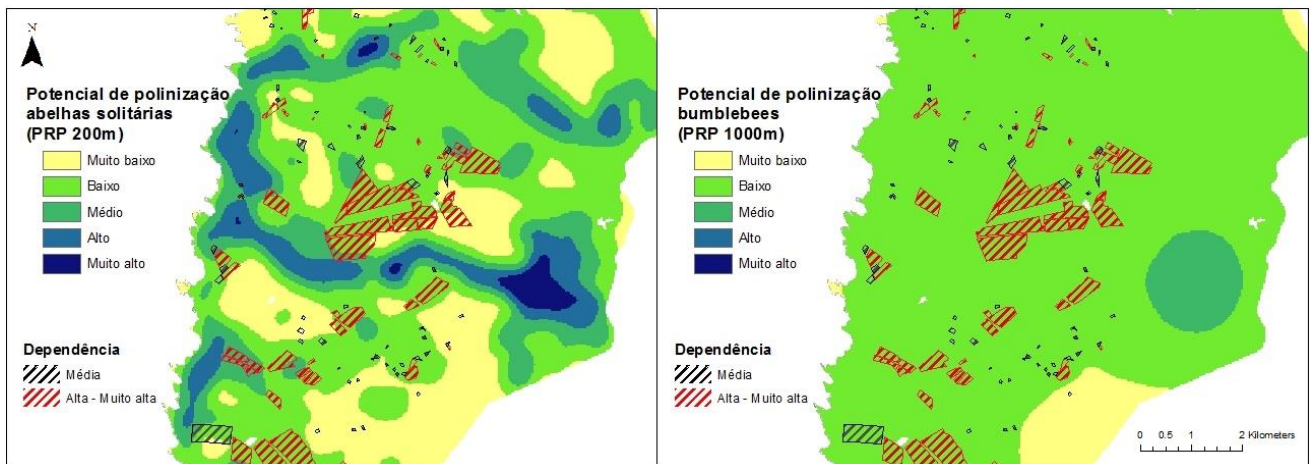


Figura 4.15 - Distribuição espacial do fluxo de polinização no território pelas abelhas solitárias e pelos abelhões.

Caso se considerasse um cenário, em que todos os corredores e ocupações naturais do PNSACV tivessem capacidade máxima de fornecer recursos florais e de nidificação ( $RF$  e  $RN = 1$ ), o mesmo não se iria traduzir num aumento significativo de PRP 200m nas culturas com dependência alta (Figura 4.17, cenário N). No caso do PRP 1000m esta alteração aparenta ter algum impacte, embora reduzido tendo em conta o potencial de alcance existente em polinizar culturas dependentes (Figura 4.18 cenário N).



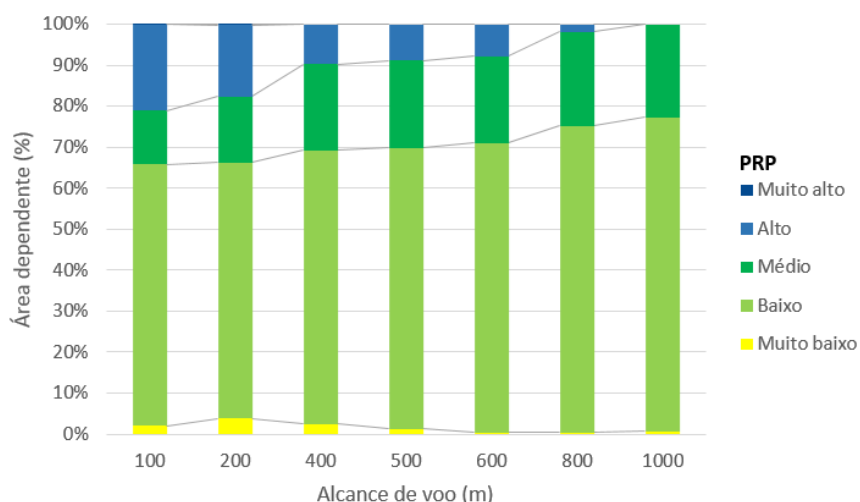


Figura 4.16 - Sensibilidade do fluxo de PRP nas áreas dependentes consoante o aumento do alcance de voo.

Num cenário em que metade das culturas com dependência alta oferecessem locais adequados à nidificação dos polinizadores (RN = 0,5), verifica-se um aumento considerável do PRP 200 nessas áreas (Figura 4.17, cenário D). Caso se junte a este cenário o anterior (cenário N), verifica-se que, no caso de alcance de 200m, as ocupações naturais pouco contribuem para o aumento de PRP nas parcelas dependentes (Figura 4.17, cenário N+D). Deste modo, o factor que mais influência tem no PRP 200 nas parcelas dependentes é o aumento da qualidade das células que as constituem. Este efeito é atenuado no caso do PRP 1000m pois, mesmo que haja um aumento significativo da adequabilidade destas células, a quantidade de células abrangidas que influencia negativamente o cálculo do índice é maior (Figura 4.18, cenário N e N+D).

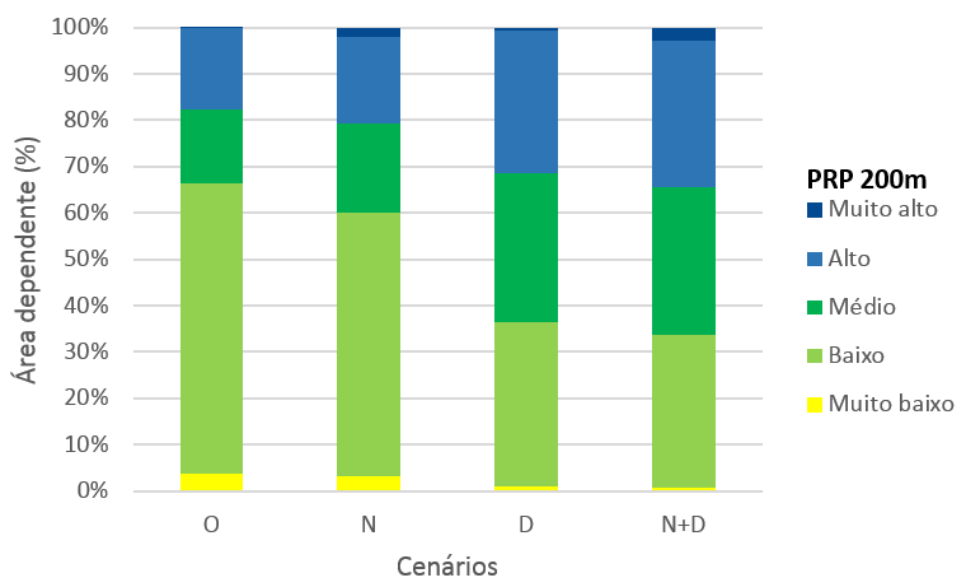


Figura 4.17 - Variação do PRP 200m nas ocupações agrícolas dependentes (O - valores de referência; N - RF e RN = 1 em ocupações naturais; D - RN = 0,5 e RF = 0,9 em culturas dependentes; N+D - combinação dos dois cenários anteriores).

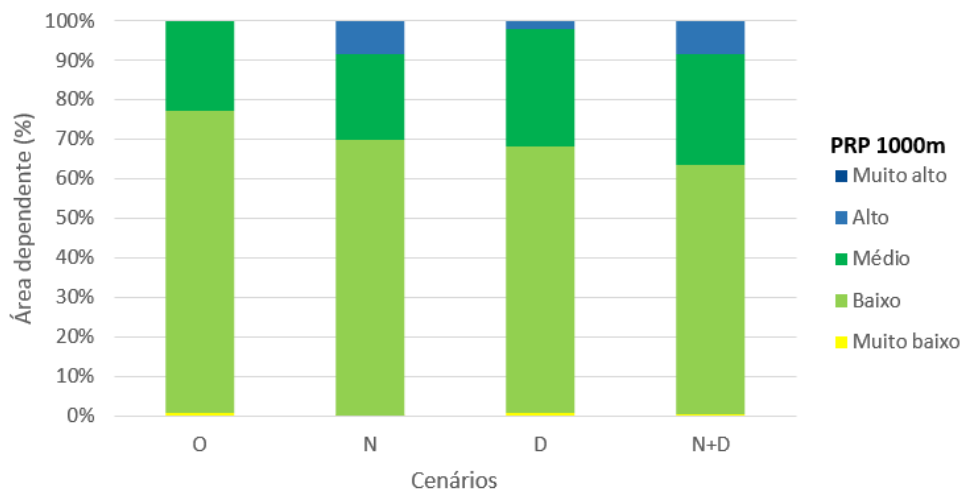


Figura 4.18 - Variação do PRP 1000m nas ocupações agrícolas dependentes (O - valores de referência; N - RF e RN = 1 em ocupações naturais; D - RN = 0,5 e RF = 0,9 em culturas dependentes; N+D - combinação dos dois cenários anteriores).

Verifica-se assim a incapacidade desta abordagem em avaliar os fluxos do serviço e respetivo balanço entre oferta e procura de uma forma que permita informar convenientemente uma mudança de gestão. Ainda assim, decidiu-se explorar este conceito para testar com os *stakeholders* locais a sua potencial utilidade como ferramenta de gestão. Deste modo, apenas se selecionou o mapa de PRP 200m relativa às abelhas solitárias dado que evidencia uma maior diversidade de valores em comparação com o PRP 1000m dos abelhões, onde praticamente todo o potencial nas ocupações agrícolas é baixo. Além disso, o mapa de PRP 200m demonstra-se útil na visualização das áreas potenciais onde ocorre maior abundância de abelhas solitárias, devido à menor dispersão das mesmas, evidenciando os possíveis corredores ecológicos que podem ser potenciados.

O fluxo de polinização fornecido pelas abelhas solitárias e respetivo balanço com a dependência das áreas agrícolas pode ser observado nas Figuras 4.19 e 4.20. A concepção destes mapas teve em conta as várias relações entre os níveis de oferta e de procura descritos no capítulo dos materiais e métodos. O mapa apresentando constitui uma versão revista, incluindo as sugestões dos *stakeholders* na sequência da realização do *workshop*. Constata-se a predominância de áreas onde a procura é maior que a oferta (71%), seguidas de áreas onde a oferta equivale à procura (21%), sendo escassas as áreas onde ocorra um excedente de oferta relativamente à procura existente (8%).

Este balanço diz respeito a um cenário onde apenas é considerado o potencial de polinização selvagem. Permitem identificar as áreas com maior vulnerabilidade caso ocorra uma escassez do fornecimento do serviço proveniente dos polinizadores comerciais. Dadas as limitações identificadas, estes mapas, tal como estão apresentados, não permitem avaliar convenientemente estes balanços. Estes resultados devem ser vistos como meramente ilustrativos e exploratórios.

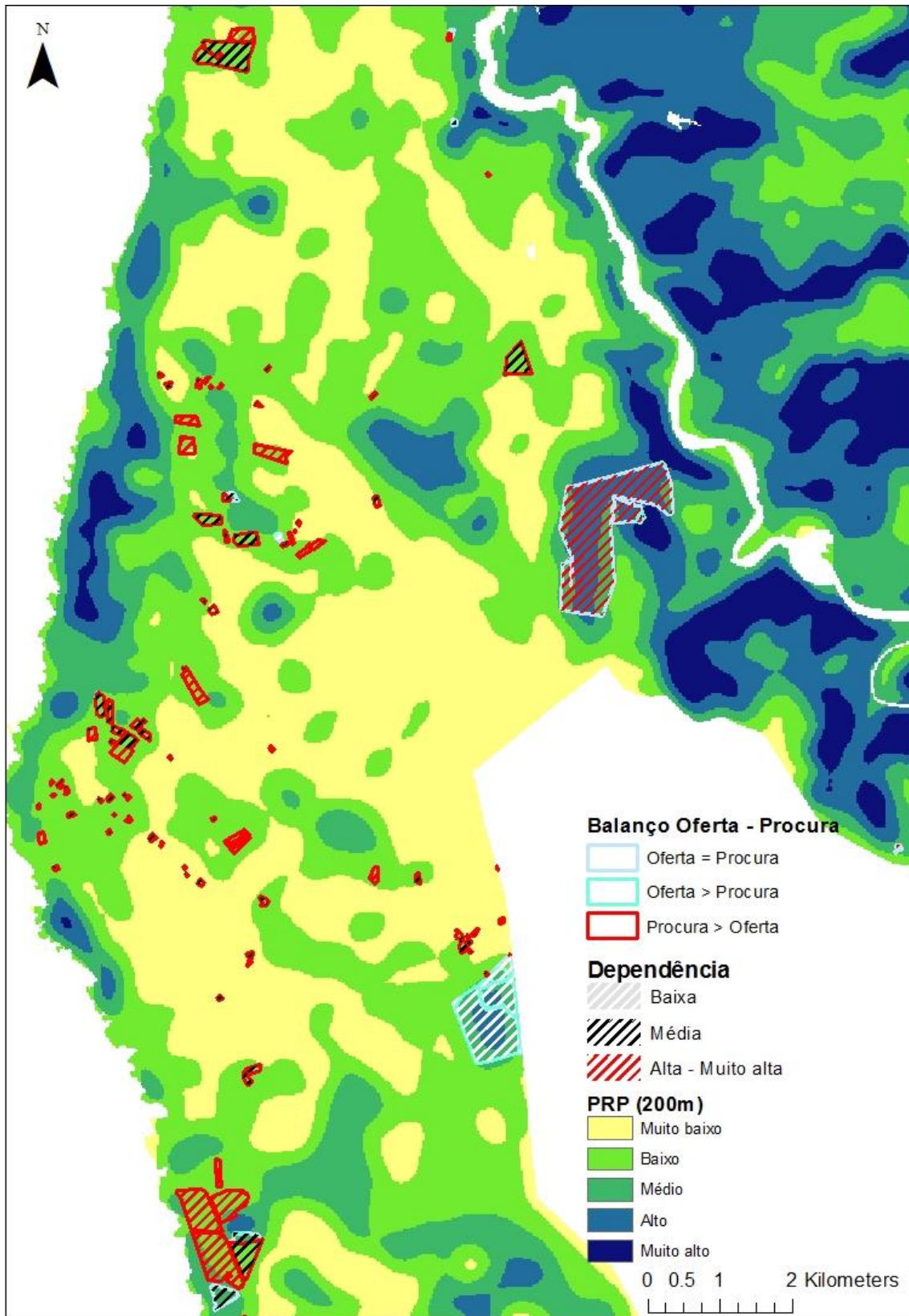


Figura 4.19 - Balço entre os níveis de oferta do fluxo do serviço e a procura pelo mesmo na parcela Norte do PRM.

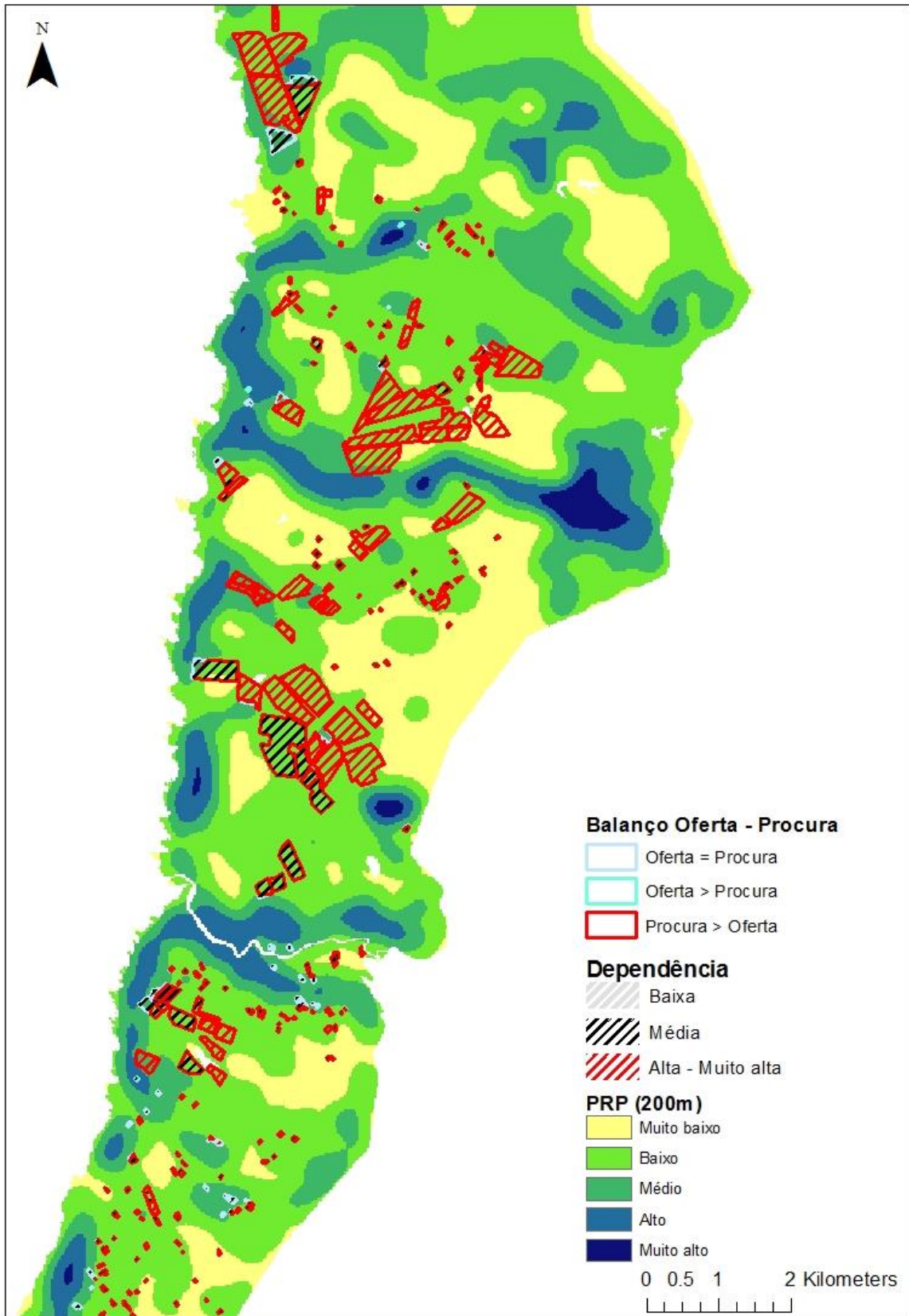


Figura 4.20 - Balanço entre os níveis de oferta do fluxo do serviço e a procura pelo mesmo na parcela Sul do PRM.



## 4.4 Percepções e sugestões dos stakeholders

### 4.4.1 Percepções dos *stakeholders* relativamente ao serviço de polinização na região

A adesão do workshop ultrapassou as expectativas iniciais, tendo tido a participação de dez *stakeholders* locais. Incluiu representantes das associações agrícolas locais (2), da produção de framboesas (3), do sector apícola (2), dos serviços de polinização comerciais (1), da gestão do PNSACV (ICNF) (1), de consultoria ambiental e ativismo local (1), além da presença da especialista na área de ecologia que auxiliou anteriormente este estudo. Não se obteve resposta de convidados a nível do planeamento municipal nem das ONGAs abordadas. O número e diversidade de participantes é considerado satisfatório, tendo em conta os objetivos e formato do workshop, podendo os tópicos ser discutidos por diferentes perspetivas.

Durante a primeira sessão, a ordem de discussão dos temas previamente definidos foi sofrendo alterações à medida que a conversa com e entre os participantes fluía. Todos os participantes reconheceram a importância do serviço de polinização na área de estudo. Do ponto de vista do sector agrícola, a polinização foi considerada como um serviço essencial na garantia da qualidade dos produtos que dependem deste serviço, em particular na produção de frutos vermelhos. Na perspetiva da conservação da natureza foi referida a importância da vegetação autóctone no equilíbrio ecológico e paisagístico garantido pela interação entre a diversidade de polinizadores e plantas. Um dos participantes salientou a importância dos polinizadores na sustentação do equilíbrio entre os sistemas naturais e humanos ao referir que "sem polinizadores a vida humana provavelmente deixava de existir".

Relativamente ao estado dos polinizadores na região, é percepcionado que as populações estejam a aumentar dado o aumento da procura pelo serviço gerada pelo foco em frutos vermelhos nos últimos dez anos. No entanto, este aumento diz respeito às populações domésticas de abelhas melíferas. As populações nativas provavelmente estarão em declínio dada a diminuição de *habitats*, aplicação de pesticidas e a competição de recursos com as espécies comerciais. Este declínio seria mais acentuado no município de Odemira, no PRM, não sendo expectável a sua ocorrência nos municípios de Aljezur e Vila do Bispo, onde as ocupações naturais predominam, como referido por um dos participantes.

Apesar da população de abelhas melíferas estar a aumentar, existe uma preocupação geral com a gestão das colmeias e os aspetos sanitários associados. O roubo de colmeias por apicultores amadores é uma realidade, sendo que a sua exploração de génese ilegal não é cuidada nos aspetos sanitários e na declaração de doenças aos organismos competentes. A sua existência eleva o risco de propagação de doenças na interação entre indivíduos, pondo em risco a saúde global das colmeias. Além disso, o sector apícola demonstra preocupação relativa à *Vespa velutina*, espécie invasora predadora das abelhas melíferas (Monceau et al., 2014), que se encontra na iminência de chegar à área de estudo nos próximos anos dados os avanços da espécie registados de Norte a Sul. Os participantes referem que caso não sejam tomadas ações a nível municipal, os seus impactes

podem ser "catastróficos" no declínio das populações e conseqüentemente no fornecimento do serviço à agricultura.

A alteração do uso e ocupação do solo e a diminuição dos *habitats* é vista como a principal pressão aos polinizadores nativos. Os participantes alertaram para a importância em quantificar e monitorizar o papel do aumento da área agrícola na biodiversidade. A aplicação de pesticidas em teoria deveria ocorrer apenas durante a noite, quando os polinizadores não estão ativos. É referida ainda a importância do desenho das estufas e da existência de corredores para auxiliar a saída dos polinizadores.

Um representante do sector agrícola referiu o seu desconhecimento sobre este e outros aspetos anteriormente mencionados, indicando que deveria ser promovido um maior diálogo entre agricultores e fornecedores do serviço. Salienta a necessidade de realização de seminários para partilhar este tipo de conhecimento e comunicação entre os diversos agentes locais.

Durante a discussão dos vários tópicos foi notório o foco da maioria dos participantes na componente comercial do serviço, dado que é a vertente que lhes é mais familiar. No final da sessão, foi pedido aos participantes para focarem a discussão somente na componente selvagem do serviço. Foi-lhes perguntado a importância relativa da polinização selvagem na agricultura. Os apicultores presentes referiram que, com base na sua percepção e algumas amostragens feitas, 50% da polinização agrícola provavelmente é nativa, que por si só não é suficiente, havendo a necessidade de garantir a outra metade com recurso a serviços de polinização contratados. Esta percepção encontra-se de acordo com os recentes estudos que indicam que o contributo da polinização selvagem é semelhante ao da polinização contratada (Garibaldi et al., 2013, 2011; Kleijn et al., 2015)

Esta questão suscitou um debate sobre a importância da existência de uma diversidade de recursos florais e de conectividade entre *habitats*, não só para os polinizadores selvagens como para os domesticados. Foi discutido por alguns participantes ligados à conservação da natureza e associações agrícolas, a necessidade dos espaços naturais no mosaico agrícola e de corredores verdes com recursos florais de forma a fomentar as comunidades polinizadoras. Nalguns casos, já se encontram práticas de proteção de *habitats* adjacentes e zonas marginais entre campos agrícolas. Foi ainda salientado que esta gestão deve ser vista também pelo ponto de vista económico, pois estes espaços abrigam ainda inimigos naturais das pragas que ameaçam a integridade das explorações agrícolas. A primeira parte da sessão culminou com uma discussão entre associações agrícolas e gestão do PNSACV sobre o planeamento destas áreas e a preservação dos *habitats* naturais, estabelecendo assim a ponte perfeita para a apresentação dos mapas.

#### **4.4.2 Apresentação e discussão dos mapas desenvolvidos**

A segunda sessão do workshop foi dedicada à discussão dos mapas. Antes da apresentação dos mapas foi explicada de forma sintética a lógica de mapeamento através de pontuações de ocupação do solo e das distâncias das espécies consideradas na modelação. Clarificou-se que os grupos de polinizadores considerados são de ocorrência provável, não se tendo feito um estudo prévio na identificação das espécies selvagens que efetivamente polinizam as culturas.

Apenas foram apresentados os mapas referentes às abelhas solitárias dado que se trata da representação onde são mais facilmente identificáveis os *hotspots* de abundância de polinizadores no território. Foram assim apresentados mapas de potencial de polinização, localização e identificação das culturas, do balanço oferta-procura e mapas de ocupação do solo simplificados correspondentes a cada área do PRM.

Durante a visualização do mapa do potencial de polinização, alguns participantes pediram esclarecimentos sobre o nível de detalhe e atualidade da cartografia utilizada e de como o cruzamento dos mapas foi feito, sendo explicada de forma mais detalhada a metodologia adoptada. O elevado potencial de polinização visível nos municípios de Aljezur e Vila do Bispo, fora do PRM, foi corroborado pelo representante da conservação da natureza. Foi referido por um dos participantes que, independentemente do nível de detalhe da cartografia utilizada, as ocupações do solo são altamente dinâmicas nesta região. Pequenas alterações podem fazer toda a diferença neste ambiente, não sendo possível capturá-las com apenas cartografia de ocupação do solo e agrícola. Foi referido como exemplo os efeitos da propagação das acácias no território, que dado o seu carácter invasor constituem uma ameaça ao equilíbrio das relações entre polinizadores e plantas autóctones. Este aspecto não tem influência na metodologia adoptada uma vez que não são consideradas este tipo de pressões no cálculo do potencial de polinização. Não obstante, trata-se de um tópico a qual foi dado ênfase durante a discussão, devendo ser tido em conta em abordagens de mapeamento futuras com maior detalhe e validação local.

De seguida foram apresentados mapas das culturas agrícolas, do potencial de polinização nas culturas (Anexo 7) e do balanço oferta-procura nessas localizações (Anexo 8). Os mapas de dependência e do balanço oferta-procura apresentados no workshop correspondem a versões anteriores dos mapas apresentados na secção 4.3 (Figuras 4.19 e 4.20). Os participantes deram o seu feedback em relação à perceptibilidade destes mapas. Consideraram confusa a forma como a relação entre a oferta e procura estava representada, uma vez que só se encontrava mapeado o balanço final e a dependência e não o fluxo do serviço pelo território (Anexo 8). Sugeriram a agregação dos mapas apresentados num só de modo a que fosse visível o potencial de polinização que se encontra nessas ocupações e o respetivo balanço de acordo com os respetivos níveis de dependência. Desta sugestão resultaram os mapas apresentados nas Figuras 4.19 e 4.20.

Durante esta sessão foi ainda evidenciada a importância do período temporal considerado, pois as culturas e os polinizadores têm diferentes períodos de atividade, por vezes incompatíveis. Foi dado o exemplo das amendoeiras, cuja curta época de floração se encontra dessincronizada do período de atividade dos polinizadores nativos, sendo fundamental recorrer a serviços de polinização comerciais. Esta cultura encontra-se indicada no mapa como tendo uma procura igual à oferta do serviço selvagem, estando por isso o mapa desajustado da realidade.

Apesar das críticas apontadas à sua perceptibilidade, os *stakeholders* reagiram positivamente aos mapas apresentados, discutindo vários aspetos sobre a sua utilização. Mais uma vez foi discutida a importância dos corredores ecológicos e da presença de recursos florais alternativos às culturas agrícolas, dado que estas não são suficientes para a produção de alimentos para as abelhas. Neste

aspecto, os mapas apresentados podem servir como base para a delimitação dos corredores e interligações com *hotspots* de fornecimento do serviço, como referido e concordado pela maioria dos participantes. No entanto, a criação destes espaços naturais nas explorações agrícolas implica que haja incentivos para adoção destas práticas. Foi referida pelos representantes do sector agrícola a necessidade de reconhecer e capturar os valores dos ecossistemas de forma detalhada para haver mecanismos de compensação (e.g.: medidas agroambientais) que promovam este tipo de planeamento.

Quando questionados se viam este tipo de mapas como ameaças às suas atividades, os participantes responderam negativamente, não identificando incompatibilidades. A sua validação e melhoria pode ser vantajosa tanto para o sector agrícola como para a conservação da biodiversidade, podendo promover sinergias e o diálogo entre ambas. Por outro lado, um dos representantes da apicultura não viu especial aplicação na sua utilização, mesmo na identificação de potenciais locais para alimentação das abelhas melíferas, dadas as especificidades de gestão do sector que este mapa não inclui. Todavia, considera interessante a sua aplicação noutras atividades, não vendo os serviços de polinização selvagem como uma ameaça aos serviços de polinização contratados, mas sim como uma necessidade para garantir o equilíbrio dos agroecossistemas. Alguns participantes alertaram que as abordagens apresentadas devem ser mostradas aos decisores políticos de modo a que possam ter aplicações práticas concretas no futuro, devendo a sua presença em futuros workshops deste âmbito ser promovida.

Da análise das fichas de avaliação distribuídas constata-se que, apesar das limitações apontadas, os participantes consideram válida a representação da distribuição do serviço apresentada. A perceptibilidade da paleta de cores e respetiva legenda dos mapas apresentados não foi consensual, dado que quatro dos participantes não a considerou perceptível. Este problema foi visível durante o período de discussão dos mapas. No que concerne a potencial utilidade dos mapas, as respostas ao questionário não acrescentaram novos desenvolvimentos relativamente ao que foi discutido durante a sessão, realçando a sua utilidade do ponto de vista de conservação da natureza e na identificação de áreas de ocorrência provável de polinizadores nativos. Em termos de escala, os participantes revelaram a sua preferência por escalas qualitativas (muito baixo a muito alto potencial) ao invés de escalas numéricas (0 a 1).

Os participantes consideraram a sessão positiva ao fomentar a troca de conhecimento entre a diversidade de intervenientes presentes. Na globalidade, o *workshop* foi considerado como útil pelos *stakeholders* na melhoria da sua percepção do serviço. Um dos participantes registou como principal ponto positivo a discussão bastante aprofundada entre os tipos de *stakeholders* presentes dada a raridade com que acontece.

Apesar das limitações dos mapas apresentados, este *workshop* demonstrou o potencial do mapeamento de SE enquanto ferramentas de comunicação e diálogo entre as partes interessadas dada a variedade de temas que foram discutidos durante a pré e pós-visualização dos mesmos. O seu teste com os *stakeholders* permitiu melhorar a qualidade dos mapas apresentados assim como o registo de potenciais detalhes a ter em conta em futuras abordagens de mapeamento do serviço

nesta região. Tal como vários participantes referiram, a não participação de atores com poder decisório revelou-se como a principal limitação. Contudo, o número de participantes e a discussão dos temas que afetam o serviço assim como dos mapas como potenciais ferramentas de gestão forneceram resultados interessantes e satisfatórios para os objetivos do *workshop*.

#### 4.5 Comentários finais

A aplicação prática destes modelos tornou perceptível uma limitação que passou despercebida durante a leitura das respetivas publicações (Lonsdorf et al., 2009; Zulian et al., 2013a) e que não é explicitada na documentação dos modelos. A documentação do modelo InVEST (Sharp et al., 2015) refere um conjunto de limitações tais como a simplicidade da metodologia em calcular o índice de abundância sem ter em conta outras variáveis e o facto de não conseguir capturar pequenos fragmentos, inferiores à resolução de uma célula, propícios a sustentar polinizadores. Não é, no entanto, discutida o papel da lacuna identificada neste trabalho, i.e., o impacto das ponderações realizadas com base no raio de alcance das espécies polinizadoras e na aplicação da função de decaimento exponencial. Os resultados obtidos permitem discutir a adequabilidade deste cálculo, uma vez que demonstra uma difusão, sem critério, dos polinizadores pelo território, fruto da premissa que todas as direções têm igual probabilidade de serem tomadas. Com base na revisão da literatura entendeu-se que o reconhecimento do mosaico envolvente pelos polinizadores durante a procura de recursos alimentares influencia sistematicamente a seletividade de rotas, com base na quantidade e qualidade de recursos existentes. Deste modo, o facto de as expressões matemáticas aplicadas pelos modelos (equações 1 a 4) não considerarem este conhecimento diminuem a sua capacidade de modelar convenientemente o serviço de polinização.

Apenas recentemente, no decorrer da elaboração desta dissertação, foi publicado um estudo que aborda em parte este problema, Olsson et al. (2015), referem que o modelo de Lonsdorf et al. (2009) consegue ter desempenhos satisfatórios a escalas agregadas, onde as ocupações do solo são mais homogêneas. A performance do modelo diminui com o aumento do detalhe e complexidade da paisagem, como é o exemplo da área de estudo do PNSACV. Referem que nestes casos, o facto de não ser considerada uma componente comportamental leva a que os polinizadores se difundem pelo território sem qualquer critério de maximização da sua eficiência na procura de alimentos. Os autores exploram uma nova abordagem, que não se apresenta ainda como uma ferramenta pronta a ser utilizada ou replicada, que tem em conta a probabilidade de seleção de rotas na procura de alimentos e que inclui parâmetros como o tempo gasto neste processo e referentes ao próprio metabolismo das espécies polinizadoras (Olsson et al., 2015).

Os mapas produzidos neste trabalho, além de salientarem esta lacuna, realçam a sensibilidade dos modelos estudados às distâncias de alcance consideradas. Este efeito não é visível nos estudos publicados, que utilizam estas abordagens, pelo facto de apenas considerarem as abelhas solitárias como um grupo de polinizadores (Zulian et al., 2013b) ou de procederem a uma agregação ponderada do número de espécies existentes em cada caso de estudo (Groff et al., 2016; Kennedy et al., 2013; Lonsdorf et al., 2009). No segundo caso, a agregação de várias espécies com diferentes

alcances num único mapa final mascara a limitação identificada. Neste estudo, a falta de informação existente quanto à ocorrência de espécies polinizadoras na área de estudo levou ao mapeamento em separado dos dois grupos de polinizadores considerados. Esta falta de informação, que ao início se revelava como uma das maiores limitações deste trabalho, acabou assim por auxiliar a realçar a lacuna identificada, que anteriormente não era percebida ou era ignorada. Importa ainda destacar que, dado o carácter qualitativo do sistema de pontuações subjacente aos parâmetros em análise, não permite a comparação dos resultados obtidos com outros casos de estudo, pois cada caso tem as suas pontuações atribuídas de diferentes formas, dizendo apenas respeito ao território mapeado.

O desajustamento presente na modelação do potencial de polinização dificultou o mapeamento dos fluxos do serviço nas áreas beneficiárias. Porém, a existência de informação detalhada neste caso de estudo relativa à localização das áreas agrícolas permitiu ainda assim explorar o mapeamento dos balanços entre o fornecimento e a procura do serviço de uma forma teórica à escala local, ainda pouco explorado na literatura publicada (Koh et al., 2015; Maes et al., 2016a; Pagella e Sinclair, 2014; Schulp et al., 2014b; Serna-Chavez et al., 2014). Este mapeamento é particularmente útil na região em estudo dado o aumento da dependência registada entre os anos em análise e pela consecutiva vulnerabilidade económica da agricultura pratica à ocorrência de um declínio acentuado de populações nativas e comerciais de polinizadores.

Apesar destas limitações, os mapas resultantes permitem o reconhecimento da importância do serviço no PNSACV face à dependência da agricultura praticada assim como a identificação de *hotspots* cujo potencial em fornecer o serviço pode ser salvaguardado ou potenciado. Além disso, os mapas resultantes da exploração destes métodos, permitiram a realização de um *workshop* onde foi possível testar na prática o poder dos mapas enquanto ferramentas de comunicação e respetiva troca de informação e aproximação entre os *stakeholders*. Este *workshop* forneceu resultados interessantes e contrastantes com o único caso de estudo publicado neste âmbito (Hauck et al., 2013b; Maes et al., 2012b). No caso de estudo da Finlândia, foram realizadas entrevistas individuais ao invés de um *workshop*, não potenciando assim a criação de um conhecimento coletivo. Algumas das suas conclusões são comuns às do *workshop* realizado, tais como a visualização da conectividade do território, o potencial como ferramenta de gestão, o fornecimento de uma plataforma de comunicação com e entre *stakeholders* e a importância da escala considerada. Por outro lado, a não visualização dos mapas como uma ameaça, dado o seu potencial em apoiar medidas que possam condicionar a atividade dos *stakeholders*, é contrastante com o caso de estudo da Finlândia.

A concretização desta sessão permitiu assim capturar perspetivas sobre o serviço e respetivo mapeamento, demonstrando a importância do contínuo desenvolvimento de abordagens com os *stakeholders* neste âmbito, aspeto que ainda é pouco explorado na literatura (Hauck et al., 2013b; Maes et al., 2016a; Pagella e Sinclair, 2014). Além disso, a introdução desta componente participativa permitiu a divulgação da importância do serviço e promoveu, pela primeira vez na área de estudo, a criação de um entendimento partilhado sobre diversos tópicos, realçando o potencial de utilização do conceito de SE na promoção deste diálogo e respetivas perspetivas de integração no planeamento e gestão local.

Contudo, o mapeamento do serviço de polinização deve ser alargado a outras dimensões do bem-estar humano. O foco do mapeamento do serviço na componente agrícola apenas engloba um conjunto restrito de espécies que visitam as culturas agrícolas (Kleijn et al., 2015; Potts et al., 2016; Senapathi et al., 2015). A delimitação de estratégias de conservação do serviço com o objetivo de assegurar a produção agrícola apenas potencia as espécies que são responsáveis pela polinização das culturas agrícolas. As restantes espécies têm um papel importante na sustentação do equilíbrio ecológico dos ecossistemas, o qual não é considerado nestas abordagens de mapeamento. No caso concreto do PNSACV, o serviço de polinização pode ser responsável por outros benefícios indiretos ao bem-estar humano, como a diversidade de comunidades vegetais presentes na sua paisagem que contribui para o seu valor paisagístico. A própria garantia do equilíbrio entre as comunidades vegetais e os insectos polinizadores, da qual os humanos não dependem diretamente, apresenta-se como um argumento de conservação fora da perspetiva pela qual o serviço de polinização tem sido discutida à luz dos SE (Kleijn et al., 2015; Senapathi et al., 2015). Deste modo, um planeamento com vista à conservação de espécies polinizadoras no PNSACV deve estabelecer um equilíbrio entre o fomento do serviço para a produção agrícola e a proteção do seu valor intrínseco de existência.





## 5 Conclusões e desenvolvimentos futuros

No presente trabalho foi testado um conjunto de métodos de mapeamento do serviço de polinização de forma a avaliar o seu contributo num contexto prático, face às necessidades dos *stakeholders* locais do PNSACV. A falta de informação de campo existente ditou a escolha das ferramentas de modelação ESTIMAP e InVEST, recorrentemente utilizadas no mapeamento do serviço. Pretendeu-se com a aplicação destes modelos a produção de informação, ainda que qualitativa, que permitisse explorar o mapeamento dos fluxos do serviço e respetivo balanço entre os vários níveis de oferta do serviço e a dependência da agricultura local. A conjugação destes métodos teve como âmbito o teste dos mapas enquanto ferramentas de suporte à decisão e de comunicação com os *stakeholders* locais, tendo sido organizado um *workshop* neste sentido.

A aplicação prática destes modelos permitiu identificar as incertezas associadas à sua utilização. Neste caso, a adaptação do modelo ESTIMAP à escala local traduziu-se numa replicação do modelo InVEST, tendo a comparação dos resultados obtidos salientado as lacunas inerentes à abordagem comum que estes modelos partilham. Esta comparação demonstrou a disparidade dos resultados produzidos entre os dois modelos, salientando as limitações de utilização de uma ferramenta fechada em comparação com um modelo construído pelo utilizador. Embora o modelo ESTIMAP tenha permitido obter resultados mais satisfatórios em comparação com o InVEST, constatou-se que ambos apresentam limitações no mapeamento da distribuição espacial do serviço ao não ter em conta a seletividade de escolha de rotas por parte dos polinizadores. Os modelos revelam-se altamente sensíveis à distância introduzida. Quanto maior o alcance do polinizador, maior será a sua difusão pelo território, não considerando a seletividade de rotas e de escolha de locais para proceder à recolha de alimentos de forma eficiente. Este facto foi salientado pela falta de informação existente sobre a ocorrência de espécies polinizadoras e respetivos alcances, levando à simplificação da aplicação dos modelos ao considerar dois grupos de polinizadores em separado sem a respetiva agregação dos resultados num mapa final. Esta opção metodológica permitiu realçar esta limitação, que durante o decorrer desta dissertação foi igualmente, em parte, identificada por outros autores (Olsson et al., 2015).

Dado o aumento de dependência e vulnerabilidade da agricultura praticada relativamente ao serviço de polinização, o mapeamento dos fluxos de potencial de polinização tinha como objetivo identificar as áreas que beneficiam da presença de polinizadores nativos nas suas imediações das que não são abrangidas pelo alcance dos mesmos. O procedimento deste exercício de mapeamento do balanço entre a oferta e procura do serviço no PNSACV teve que ser simplificado tendo em conta as limitações dos modelos testados.

Apesar da simplicidade e incerteza dos mapas produzidos, a sua aplicação prática num contexto participativo promoveu a partilha de conhecimento sobre o estado do serviço de polinização quer na sua componente nativa como comercial. O conhecimento coletivo promovido pelo *workshop* revelou ser a mais-valia deste estudo, mostrando o potencial dos mapas de SE no fomento do diálogo entre diferentes perfis de *stakeholders*. Esta discussão permitiu ainda melhorar a perceptibilidade dos mapas produzidos de forma a aprimorar a sua leitura e respetiva utilização pelos agentes locais.

Deste modo, considera-se que os objetivos propostos foram cumpridos. Embora não tenha sido possível mapear o potencial de polinização e respetivo fluxo no PNSACV de forma conveniente, esta motivação levou a criação de resultados relevantes no campo de conhecimentos em questão. As limitações existentes na modelação do serviço e a exploração do poder dos mapas enquanto ferramentas de comunicação com um conjunto relevante de *stakeholders* permitiu complementar estudos anteriores e contribuir com conhecimento útil com vista à sua operacionalização.

Durante a realização da presente dissertação comprovou-se a dificuldade que a falta de informação e de monitorização existente introduz no mapeamento deste serviço. A recolha de informação empírica que permita estimar a abundância e diversidade de espécies polinizadoras é um passo crítico no desenvolvimento deste trabalho. A criação desta informação permitirá uma modelação mais detalhada do serviço e aumentar o potencial da utilidade prática dos resultados produzidos.

Neste sentido, a melhoria dos métodos utilizados na modelação de abundância de polinizadores e respetivo potencial de polinização e a resolução da limitação identificada é um aspeto que necessita de ser explorado. A sua resolução encontra-se a ser explorada, não tendo sido possível, até ao momento, chegar a um procedimento que modele de forma satisfatória a dispersão dos polinizadores pela paisagem.

Este trabalho serve ainda como base para outras abordagens de avaliação do serviço de polinização no PNSACV, podendo este processo ser alargado a outros casos de estudo. A realização de trabalho de campo para identificação de polinizadores selvagens nas culturas agrícolas permitirá estimar o contributo efetivo da polinização nativa assim como do valor económico associado a este serviço. A quantificação da importância do serviço de polinização selvagem é importante na proteção dos polinizadores nativos ao fomentar a proteção dos *habitats* que os sustentam e alteração de práticas agrícolas, sendo os benefícios alargados para as populações de abelhas comerciais assim como para a biodiversidade nos agroecossistemas em geral. A disponibilização desta informação permitirá assim suportar os objetivos atuais da Estratégia da Biodiversidade para 2020, não só a nível do mapeamento detalhado do serviço como a respetiva monitorização do estado das espécies nativas e respetivo valor, de forma que possam ser reportados a nível nacional e comunitário, assim como a promoção da operacionalização do conceito dos SE no planeamento e gestão do território.

## 6 Bibliografia

- ABM, 2013. Relatório e contas do exercício 2012. Assembleia geral de 27 de Março de 2013.
- Aizen, M.A., Garibaldi, L.A., Cunningham, S.A., Klein, A.M., 2009. How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. *Ann. Bot.* 103, 1579–1588.
- Aizen, M.A., Garibaldi, L.A., Cunningham, S.A., Klein, A.M., 2008. Long-term global trends in crop yield and production reveal no current pollination shortage but increasing pollinator dependency. *Curr. Biol.* 18, 1572–1575.
- Aizen, M.A., Harder, L.D., 2009. The global stock of domesticated honey bees is growing slower than agricultural demand for pollination. *Curr. Biol.* 19, 915–8.
- Allsopp, M.H., de Lange, W.J., Veldtman, R., 2008. Valuing insect pollination services with cost of replacement. *PLoS One* 3, e3128.
- Andrew, M.E., Wulder, M.A., Nelson, T.A., Coops, N.C., 2015. Spatial data, analysis approaches, and information needs for spatial ecosystem service assessments: a review. *GIScience Remote Sens.* 52, 344–373.
- Bagstad, K.J., Johnson, G.W., Voigt, B., Villa, F., 2013. Spatial dynamics of ecosystem service flows: A comprehensive approach to quantifying actual services. *Ecosyst. Serv.* 4, 117–125.
- Bai, Y., Zhuang, C., Ouyang, Z., Zheng, H., Jiang, B., 2011. Spatial characteristics between biodiversity and ecosystem services in a human-dominated watershed. *Ecol. Complex.* 8, 177–183.
- Bennett, A.B., Meehan, T.D., Gratton, C., Isaacs, R., 2014. Modeling pollinator community response to contrasting bioenergy scenarios. *PLoS One* 9, e110676.
- Bodin, Ö., Tengö, M., Norman, A., Lundberg, J., Elmqvist, T., 2006. The value of small size: Loss of forest patches and ecological thresholds in Southern Madagascar. *Ecol. Appl.* 16, 440–451.
- Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S.G., 2013. Ecological intensification: Harnessing ecosystem services for food security. *Trends Ecol. Evol.* 28, 230–238.
- Braat, L.C., De Groot, R., 2012. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosyst. Serv.* 1, 4–15.
- Breeze, T.D., Bailey, A.P., Potts, S.G., Balcombe, K.G., 2015. A stated preference valuation of the non-market benefits of pollination services in the UK. *Ecol. Econ.* 111, 76–85.
- Breeze, T.D., Vaissière, B.E., Bommarco, R., Petanidou, T., Seraphides, N., Kozák, L., Scheper, J., Biesmeijer, J.C., Kleijn, D., Gyldenkerne, S., Moretti, M., Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Stout, J.C., Pärtel, M., Zobel, M., Potts, S.G., 2014. Agricultural Policies Exacerbate Honeybee Pollination Service Supply-Demand Mismatches Across Europe. *PLoS One* 9, e82996.
- Burkhard, B., Crossman, N., Nedkov, S., Petz, K., Alkemade, R., 2013. Mapping and modelling ecosystem services for science, policy and practice. *Ecosyst. Serv.* 4, 1–3.
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F., 2014. Ecosystem service potentials, flows and demands – concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landsc. Online* 32, 1–32.
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., 2009. Landscapes' capacities to provide ecosystem services – a concept for land-cover based assessments. *Landsc. Online* 15, 1–22.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecol. Indic.* 21, 17–29.
- Button, L., Elle, E., 2014. Wild bumble bees reduce pollination deficits in a crop mostly visited by managed honey bees. *Agric. Ecosyst. Environ.* 197, 255–263.
- Canha, P., Pinto-Cruz, C., 2010. Plano de gestão de charcos temporários mediterrânicos no concelho de Odemira. Edição do Autor. ISBN 978-972-778-111-9
- Carvalho, L.G., Veldtman, R., Shenkute, A.G., Tesfay, G.B., Pirk, C.W.W., Donaldson, J.S.,

- Nicolson, S.W., 2011. Natural and within-farmland biodiversity enhances crop productivity. *Ecol. Lett.* 14, 251–259.
- Castro, A.J., Martín-López, B., López, E., Plieninger, T., Alcaraz-Segura, D., Vaughn, C.C., Cabello, J., 2015. Do protected areas networks ensure the supply of ecosystem services? Spatial patterns of two nature reserve systems in semi-arid Spain. *Appl. Geogr.* 60, 1–9.
- CBD, 2010. Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020. Tenth Conference of Parties, Nagoya, Japan UNEP/CBD/COP/DEC/X/2, 29 October, 2010.
- Chaplin-Kramer, R., Dombek, E., Gerber, J., Knuth, K.A., Mueller, N.D., Mueller, M., Ziv, G., Klein, A.-M., 2014. Global malnutrition overlaps with pollinator-dependent micronutrient production. *Proc. Biol. Sci.* 281, 20141799.
- Clemente, P., Calvache, M.F., Antunes, P., Santos, R., 2015. Mapping stakeholders perception on ecosystem services provision within the Portuguese Southwest Alentejo and Vicentine Coast Natural Park. VIII Congr. sobre Planeam. e Gestão das Zo. Costeiras dos Países Expressão Port. 1–14.
- Cole, L.J., Brocklehurst, S., Robertson, D., Harrison, W., McCracken, D.I., 2015. Riparian buffer strips: Their role in the conservation of insect pollinators in intensive grassland systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 211, 207–220.
- Corbet, S.A., Fussell, M., Ake, R., Fraser, A., Gunson, C., Savage, A., Smith, K., 1993. Temperature and the pollinating activity of social bees. *Ecol. Entomol.* 18, 17–30.
- Costanza, R., Arge, R., De Groot, R., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Suttonkk, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 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. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 105, 9483–9488.
- Crossman, N.D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E.G., Martín-Lopez, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M.B., Maes, J., 2013. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 4, 4–14.
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010a. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7, 260–272.
- De Groot, R.S., Fisher, B., Christie, M., Aronson, J., Braat, L., Gowdy, J., Haines-young, R., Maltby, E., Neuville, A., Polasky, S., Portela, R., Ring, I., Blignaut, J., Brondizio, E., Costanza, R., Jax, K., Kadokodi, G.K., May, P.H., Mcneely, J., Shmelev, S., 2010b. Chapter 1 Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. *Econ. Ecosyst. Biodivers. Ecol. Econ. Found.* 1–40.
- 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. *Ecol. Econ.* 41, 393–408.
- Dötterl, S., Vereecken, N.J., 2010. The chemical ecology and evolution of bee–flower interactions: a review and perspectives. *Can. J. Zool.* 88, 668–697.
- Drakou, E.G., Crossman, N.D., Willemen, L., Burkhard, B., Palomo, I., Maes, J., Peedell, S., 2015. A visualization and data-sharing tool for ecosystem service maps: Lessons learnt, challenges and the way forward. *Ecosyst. Serv.* 13, 134–140.
- EEA, 2010. Ecosystem accounting and the cost of biodiversity losses: the case of coastal Mediterranean wetlands, Technical Report (Number 3).
- Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2010a. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *J. Appl. Ecol.* 47, 377–385.
- Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2010b. Error propagation associated with benefits transfer-based mapping of ecosystem services. *Biol. Conserv.* 143, 2487–2493.

- Eilers, E.J., Kremen, C., Greenleaf, S.S., Garber, A.K., Klein, A.M., 2011. Contribution of pollinator-mediated crops to nutrients in the human food supply. *PLoS One* 6, e21363.
- Ellis, A.M., Myers, S.S., Ricketts, T.H., 2015. Do pollinators contribute to nutritional health? *PLoS One* 10, e114805.
- European Commission, 2011. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions 17.
- FAO, 2016. Prices/Producer prices - Annual. Consultado em <http://faostat3.fao.org> no dia 1 de Fevereiro de 2016
- Feltham, H., Park, K., Minderman, J., Goulson, D., 2015. Experimental evidence that wildflower strips increase pollinator visits to crops. *Ecol. Evol.* 5, 3523–3530.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309 (5734), 570–574.
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.* 68, 643–653.
- Gallai, N., Salles, J.M., Settele, J., Vaissière, B.E., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecol. Econ.* 68, 810–821.
- García-Feced, C., Weissteiner, C.J., Baraldi, A., Paracchini, M.L., Maes, J., Zulian, G., Kempen, M., Elbersen, B., Pérez-Soba, M., 2015. Semi-natural vegetation in agricultural land: European map and links to ecosystem service supply. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 273–283.
- García-Nieto, A.P., Quintas-Soriano, C., García-Llorente, M., Palomo, I., Montes, C., Martín-López, B., 2015. Collaborative mapping of ecosystem services: The role of stakeholders' profiles. *Ecosyst. Serv.* 13, 141–152.
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J.M., Bommarco, R., Cunningham, S.A., Carvalheiro, L.G., Chacoff, N.P., Dudenhöffer, J.H., Greenleaf, S.S., Holzschuh, A., Isaacs, R., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Morandin, L.A., Potts, S.G., Ricketts, T.H., Szentgyorgyi, H., Viana, B.F., Westphal, C., Winfree, R., Klein, A.M., 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecol. Lett.* 14, 1062–1072.
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M.A., Bommarco, R., Cunningham, S.A., Kremen, C., Carvalheiro, L.G., Harder, L.D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N.P., Dudenhöffer, J.H., Freitas, B.M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., Hipolito, J., Holzschuh, A., Howlett, B., Isaacs, R., Javorek, S.K., Kennedy, C.M., Krewenka, K.M., Krishnan, S., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Motzke, I., Munyuli, T., Nault, B.A., Otieno, M., Petersen, J., Pisanty, G., Potts, S.G., Rader, R., Ricketts, T.H., Rundlof, M., Seymour, C.L., Schuepp, C., Szentgyorgyi, H., Taki, H., Tschamntke, T., Vergara, C.H., Viana, B.F., Wanger, T.C., Westphal, C., Williams, N., Klein, A.M., 2013. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* (80) 339, 1608–1611.
- Gathmann, A., Tschamntke, T., 2002. Foraging ranges of solitary bees. *J. Anim. Ecol.* 71, 757–764.
- Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., 2015. Ecological economics perspectives on ecosystem services valuation. *Handb. Ecol. Econ.* 260–82.
- Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Barton, D., Braat, L., Kelemen, E., Lorene, M.-G., Saarikoski, H., van den Bergh, J., 2014. State-of-the-art report on integrated valuation of ecosystem services 1–33.
- Goulson, D., Stout, J.C., 2001. Homing ability of the bumblebee *Bombus terrestris* (Hymenoptera: Apidae). *Apidologie* 32, 105–111.
- Greenleaf, S.S., Williams, N.M., Winfree, R., Kremen, C., 2007. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia* 153, 589–596.
- Groff, S.C., Loftin, C.S., Drummond, F., Bushmann, S., Mcgill, B., 2016. Parameterization of the InVEST Crop Pollination Model to spatially predict abundance of wild blueberry (*Vaccinium*

- angustifolium Aiton) native bee pollinators in Maine, USA. *Environ. Model. Softw.* 79, 1–9.
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2013. Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. Contract 30.
- Haines-Young, R.H., Potschin, M.B., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, em: *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. pp. 110–139.
- Hajjar, R., Jarvis, D.I., Gemmill-Herren, B., 2008. The utility of crop genetic diversity in maintaining ecosystem services. *Agric. Ecosyst. Environ.* 123, 261–270.
- Hanley, N., Breeze, T.D., Ellis, C., Goulson, D., 2015. Measuring the economic value of pollination services: Principles, evidence and knowledge gaps. *Ecosyst. Serv.* 14, 124–132.
- Hauck, J., Görg, C., Varjopuro, R., Ratamáki, O., Jax, K., 2013a. Benefits and limitations of the ecosystem services concept in environmental policy and decision making: Some stakeholder perspectives. *Environ. Sci. Policy* 25, 13–21.
- Hauck, J., Görg, C., Varjopuro, R., Ratamáki, O., Maes, J., Wittmer, H., Jax, K., 2013b. «Maps have an air of authority»: Potential benefits and challenges of ecosystem service maps at different levels of decision making. *Ecosyst. Serv.* 4, 25–32.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Tscharnke, T., 2008. Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos* 117, 354–361.
- Hopwood, J.L., 2008. The contribution of roadside grassland restorations to native bee conservation. *Biol. Conserv.* 141, 2632–2640.
- Hou, Y., Burkhard, B., Müller, F., 2013. Uncertainties in landscape analysis and ecosystem service assessment. *J. Environ. Manage.* 127, S117–S131.
- ICNB, 2009. Plano de Ordenamento do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina: Relatório Ambiental. Hidroprojecto - Engenharia e Gestão S.A.
- ICNB, 2008. Plano de Ordenamento do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Hidroprojecto - Engenharia e Gestão S.A.
- IGP, 2010. Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental para 2007 (COS2007). Memória descritiva.
- INE, 2016. Dados Estatísticos/Base de dados/Produtividade das principais culturas agrícolas (Alentejo e Algarve - 2014); Anual. Consultado em <https://www.ine.pt> no dia 13 de Janeiro de 2016
- Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J., Schneiders, A., 2015. 'The Matrix Reloaded': A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecol. Modell.* 295, 21–30.
- Kells, A.R., Goulson, D., 2003. Preferred nesting sites of bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae) in agroecosystems in the UK. *Biol. Conserv.* 109, 165–174.
- Kennedy, C.M., Lonsdorf, E., Neel, M.C., Williams, N.M., Ricketts, T.H., Winfree, R., Bommarco, R., Brittain, C., Burley, A.L., Cariveau, D., Carvalheiro, L.G., Chacoff, N.P., Cunningham, S.A., Danforth, B.N., Dudenhöffer, J.-H., Elle, E., Gaines, H.R., Garibaldi, L.A., Gratton, C., Holzschuh, A., Isaacs, R., Javorek, S.K., Jha, S., Klein, A.M., Krewenka, K., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Morandin, L., Neame, L.A., Otieno, M., Park, M., Potts, S.G., Rundlöf, M., Saez, A., Steffan-Dewenter, I., Taki, H., Viana, B.F., Westphal, C., Wilson, J.K., Greenleaf, S.S., Kremen, C., 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecol. Lett.* 16, 584–599.
- Kevan, P.G., 1999. Pollinators as bioindicators of the state of the environment: Species, activity and diversity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 74, 373–393.
- Kleijn, D., Winfree, R., Bartomeus, I., Carvalheiro, L.G., Henry, M., Isaacs, R., Klein, A.M., Kremen, C., M'Gonigle, L.K., Rader, R., Ricketts, T.H., Williams, N.M., Lee Adamson, N., Ascher, J.S., Báldi, A., Batáry, P., Benjamin, F., Biesmeijer, J.C., Blitzer, E.J., Bommarco, R., Brand, M.R., Bretagnolle, V., Button, L., Cariveau, D.P., Chifflet, R., Colville, J.F., Danforth, B.N., Elle, E., Garratt, M.P.D., Herzog, F., Holzschuh, A., Howlett, B.G., Jauker, F., Jha, S., Knop, E., Krewenka, K.M., Le Féon, V., Mandelik, Y., May, E.A., Park, M.G., Pisanty, G., Reemer, M.,

- Riedinger, V., Rollin, O., Rundlöf, M., Sardiñas, H.S., Scheper, J., Sciligo, A.R., Smith, H.G., Steffan-Dewenter, I., Thorp, R., Tschardtke, T., Verhulst, J., Viana, B.F., Vaissière, B.E., Veldtman, R., Westphal, C., Potts, S.G., 2015. Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nat. Commun.* 6, 7414.
- Klein, A.M., Vaissiere, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Tschardtke, T., 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 274, 303–313.
- Koh, I., Lonsdorf, E. V, Williams, N.M., Brittain, C., Isaacs, R., Gibbs, J., Ricketts, T.H., 2015. Modeling the status, trends, and impacts of wild bee abundance in the United States. *Proc. Natl. Acad. Sci.*
- Kremen, C., Ostfeld, R.S., 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Front. Ecol. Environ.* 3, 540–548.
- Kremen, C., Williams, N.M., Aizen, M. a., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S.G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vázquez, D.P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E.E., Greenleaf, S.S., Keitt, T.H., Klein, A.M., Regetz, J., Ricketts, T.H., 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: A conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecol. Lett.* 10, 299–314.
- Kuldna, P., Peterson, K., Poltimäe, H., Luig, J., 2009. An application of DPSIR framework to identify issues of pollinator loss. *Ecol. Econ.* 69, 32–42.
- Lautenbach, S., Kugel, C., Lausch, A., Seppelt, R., 2011. Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. *Ecol. Indic.* 11, 676–687.
- Lautenbach, S., Seppelt, R., Liebscher, J., Dormann, C.F., 2012. Spatial and temporal trends of global pollination benefit. *PLoS One* 7, e35954.
- Lavorel, S., Grigulis, K., Lamarque, P., Colace, M.P., Garden, D., Girel, J., Pellet, G., Douzet, R., 2011. Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *J. Ecol.* 99, 135–147.
- Lentini, P.E., Martin, T.G., Gibbons, P., Fischer, J., Cunningham, S.A., 2012. Supporting wild pollinators in a temperate agricultural landscape: Maintaining mosaics of natural features and production. *Biol. Conserv.* 149, 84–92.
- Lihoreau, M., Chittka, L., Raine, N.E., 2010. Travel optimization by foraging bumblebees through readjustments of traplines after discovery of new feeding locations. *Am. Nat.* 176, 744–757.
- Lonsdorf, E., Kremen, C., Ricketts, T., Winfree, R., Williams, N., Greenleaf, S., 2009. Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Ann. Bot.* 103, 1589–1600.
- Lonsdorf, E., Ricketts, T., Kremen, C., Winfree, R., Greenleaf, S., Williams, N., Gallai, N., Vaissière, B.E., Potts, S.G., Salles, J., 2011. CHAPTER 10: Crop pollination services em: *Natural Capital: Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services* pp. 168-187. Oxford University Press, Oxford (2011)
- Lye, G., Park, K., Osborne, J., Holland, J., Goulson, D., 2009. Assessing the value of Rural Stewardship schemes for providing foraging resources and nesting habitat for bumblebee queens (Hymenoptera: Apidae). *Biol. Conserv.* 142, 2023–2032.
- MA, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Mace, M.G., Bateman, I., Albon, S., Balmford, A., Brown, C., Church, A., Haines-young, R., Jules, N., Turner, K., Vira, B., Winn, J., 2011. *Conceptual Framework and Methodology*. UK Natl. Ecosyst. Assess. Tech. Rep. 7.
- Maes, J., Barbosa, A., Baranzelli, C., Zulian, G., Batista e Silva, F., Vandecasteele, I., Hiederer, R., Liqueste, C., Paracchini, M.L., Mubareka, S., Jacobs-Crisioni, C., Castillo, C.P., Lavallo, C., 2014a. More green infrastructure is required to maintain ecosystem services under current trends in land-use change in Europe. *Landsc. Ecol.* 30, 517–534.
- Maes, J., Crossman, N.D., Burkhard, B., 2016a. *Mapping Ecosystem Services em: Routledge Handbook of Ecosystem Services* pp. 188-204. Routledge. London
- Maes, J., Egoh, B., Willemsen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J.P., Grizzetti, B., Drakou,

- E.G., Notte, A. L., Zulian, G., Bouraoui, F., Luisa Paracchini, M., Braat, L., Bidoglio, G., 2012a. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosyst. Serv.* 1, 31–39.
- Maes, J., Hauck, J., Paracchini, M.L., Ratamáki, O., Termansen, M., Perez-soba, M., Kopperoinen, L., Rankinen, K., Schägner, J.P., Henrys, P., Cisowska, I., Zandersen, M., Jax, K., Notte, A. La, Leikola, N., Pouta, E., Smart, S., Hasler, B., Lankia, T., Andersen, H.E., Lavalle, C., Vermaas, T., Alemu, M.H., Scholefi, P., Batista, F., Pywell, R., Hutchins, M., Blemmer, M., Fannesbech-wulff, A., Vanbergen, A.J., Münier, B., Baranzelli, C., Roy, D., Thieu, V., Zulian, G., Kuussaari, M., Thodsen, H., Alanen, E., Egoh, B., Sørensen, P.B., Braat, L., Bidoglio, G., 2012b. A spatial assessment of ecosystem services in Europe: Methods, case studies and policy analysis - phase 2 Synthesis report.
- Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.-E., Meiner, A., Gelabert, E.R., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Piroddi, C., Egoh, B., Degeorges, P., Fiorina, C., Santos-Martín, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H.M., Bengtsson, J., Gocheva, K., Marta-Pedroso, C., Snäll, T., Estreguil, C., San-Miguel-Ayanz, J., Pérez-Soba, M., Grêt-Regamey, A., Lillebø, A.I., Malak, D.A., Condé, S., Moen, J., Czucz, B., Drakou, E.G., Zulian, G., Lavalle, C., 2016b. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosyst. Serv.* 17, 14–23.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieus, P., Fiorina, C., Santos, F., Paracchini, M.L., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., 2013. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020, Publications office of the European Union, Luxembourg.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., 2014b. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020.
- MAOTE, 2015. Compromisso para o Crescimento Verde. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Energia.
- Marta-Pedroso, C., Domingos, T., Mesquita, S., Capelo, J., Gama, I., Laporta, L., Alves, M., Proença, V., Cavaneira, P., Reis, M., 2014a. Mapeamento e Avaliação dos Serviços de Ecossistema em Portugal. Relatório Final. Estudo encomendado pelo Instituto da Conservação da Natureza, I.P. Instituto Superior Técnico, Lisboa.
- Marta-Pedroso, C., Gama, I., Laporta, L., Tiago, D., 2014b. Mapeamento e Avaliação dos Serviços dos Ecossistemas em Portugal: Estudo da Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade para o Parque Natural de S. Mamede. Estudo encomendado pelo Instituto da Conservação da Natureza e Florestas. Instituto Superior Técnico, Lisboa
- Martín-López, Gómez-Baggethun, E., García-Llorente, M., Montes, C., 2014. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecol. Indic.* 37, 220–228.
- Martínez-Harms, M.J., Balvanera, P., 2012. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* 8, 17–25.
- McFrederick, Q.S., LeBuhn, G., 2006. Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus spp.* (Hymenoptera: Apidae)? *Biol. Conserv.* 129, 372–382.
- Meehan, T.D., Gratton, C., Diehl, E., Hunt, N.D., Mooney, D.F., Ventura, S.J., Barham, B.L., Jackson, R.D., 2013. Ecosystem-service tradeoffs associated with switching from annual to perennial energy crops in riparian Zones of the US Midwest. *PLoS One* 8, e80093.
- Melathopoulos, A.P., Cutler, G.C., Tyedmers, P., 2015. Where is the value in valuing pollination ecosystem services to agriculture? *Ecol. Econ.* 109, 59–70.
- Monceau, K., Bonnard, O., Thiéry, D., 2014. *Vespa velutina*: A new invasive predator of honeybees in Europe. *J. Pest Sci.* (2004). 87, 1–16.
- Morandin, L.A., Winston, M.L., Abbott, V.A., Franklin, M.T., 2007. Can pastureland increase wild bee abundance in agriculturally intense areas? *Basic Appl. Ecol.* 8, 117–124.
- Nahuelhual, L., Laterra, P., Villarino, S., Mastrángelo, M., Carmona, A., Jaramillo, A., Barral, P., Burgos, N., 2015. Mapping of ecosystem services: Missing links between purposes and procedures. *Ecosyst. Serv.* 13, 162–172.



- Nieto, A., Roberts, S.P.M., Kemp, J., Rasmont, P., Kuhlmann, M., García Criado, M., Biesmeijer, J.C., Bogusch, P., Dathe, H.H., De la Rúa, P., De Meulemeester, T., Dehon, M., Dewulf, A., Ortiz-Sánchez, F.J., Lhomme, P., Pauly, A., Potts, S.G., Praz, C., Q., Window, J., Michez, D., 2014. European Red List of Bees. Luxembourg: Publication Office of the European Union.
- Ohashi, K., Thomson, J.D., D'Souza, D., 2007. Trapline foraging by bumble bees: IV. Optimization of route geometry in the absence of competition. *Behav. Ecol.* 18, 1–11.
- Ollerton, J., Winfree, R., Tarrant, S., 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120, 321–326.
- Olsson, O., Bolin, A., Smith, H.G., Lonsdorf, E. V., 2015. Modeling pollinating bee visitation rates in heterogeneous landscapes from foraging theory. *Ecol. Modell.* 316, 133–143.
- Pagella, T.F., Sinclair, F.L., 2014. Development and use of a typology of mapping tools to assess their fitness for supporting management of ecosystem service provision. *Landsc. Ecol.* 29, 383–399.
- Palomo, I., Martín-López, B., Potschin, M., Haines-Young, R., Montes, C., 2013. National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows. *Ecosyst. Serv.* 4, 104–116.
- Palomo, I., Martín-López, B., Zorrilla-Miras, P., García Del Amo, D., Montes, C., 2014. Deliberative mapping of ecosystem services within and around Doñana National Park (SW Spain) in relation to land use change. *Reg. Environ. Chang.* 14, 237–251.
- Petz, K., van Oudenhoven, A.P.E., 2012. Modelling land management effect on ecosystem functions and services: a study in the Netherlands. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* 8, 135–155.
- Pinto-Cruz, C., 2010. Temporary ponds vegetation and dynamics: SW Portugal. Universidade Técnica de Lisboa e Instituto Superior de Agronomia.
- Polce, C., Termansen, M., Aguirre-Gutiérrez, J., Boatman, N.D., Budge, G.E., Crowe, A., Garratt, M.P., Pietravalle, S., Potts, S.G., Ramirez, J. a, Somerwill, K.E., Biesmeijer, J.C., 2013. Species distribution models for crop pollination: a modelling framework applied to Great Britain. *PLoS One* 8, e76308.
- Potschin, M.B., Haines-Young, R.H., 2011. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Prog. Phys. Geogr.* 35, 575–594.
- Potts, S., Biesmeijer, K., Bommarco, R., Breeze, T., Carvalheiro, L., Franzén, M., González-Varo, J.P., Holzschuh, A., Kleijn, D., Klein, A.M., Kunin, B., Lecocq, T., Lundin, O., Michez, D., Neumann, P., Nieto, A., Penev, L., Rasmont, P., Ratamáki, O., Riedinger, V., Roberts, S.P.M., Rundlof, M., Scheper, J., Sørensen, P., Steffan-Dewenter, I., Stoev, P., Vilà, M., Schweiger, O., 2015. Status and Trends of European Pollinators.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Bommarco, R., Felicioli, A., Fischer, M., Jokinen, P., Kleijn, D., Klein, A.-M., Kunin, W.E., Neumann, P., Penev, L.D., Petanidou, T., Rasmont, P., Roberts, S.P.M., Smith, H.G., Sørensen, P.B., Steffan-Dewenter, I., Vaissière, B.E., Vilà, M., Vujić, A., Woyciechowski, M., Zobel, M., Settele, J., Schweiger, O., 2011. Developing European conservation and mitigation tools for pollination services: approaches of the STEP (Status and Trends of European Pollinators) project. *J. Apic. Res.* 50, 152–164.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W.E., 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends Ecol. Evol.* 25, 345–353.
- Potts, S.G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H.T., Biesmeijer, J.C., Breeze, T.D., Dicks, L. V., Garibaldi, L.A., Hill, R., Settele, J., Vanbergen, J.S., 2016. Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production.
- Potts, S.G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'eman, G., Willmer, P., 2003. Linking bees and flowers: How do floral communities structure pollinator communities? *Ecology* 84, 2628–2642.
- Potts, S.G., Vulliamy, B., Roberts, S., O'Toole, C., Dafni, A., Ne'eman, G., Willmer, P., 2005. Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape. *Ecol. Entomol.* 30, 78–85.
- Pyke, G.H., 1998. Optimal Foraging in Bumblebees and Coevolution with Their Plants. *Oecologia* 36, 281 – 293.

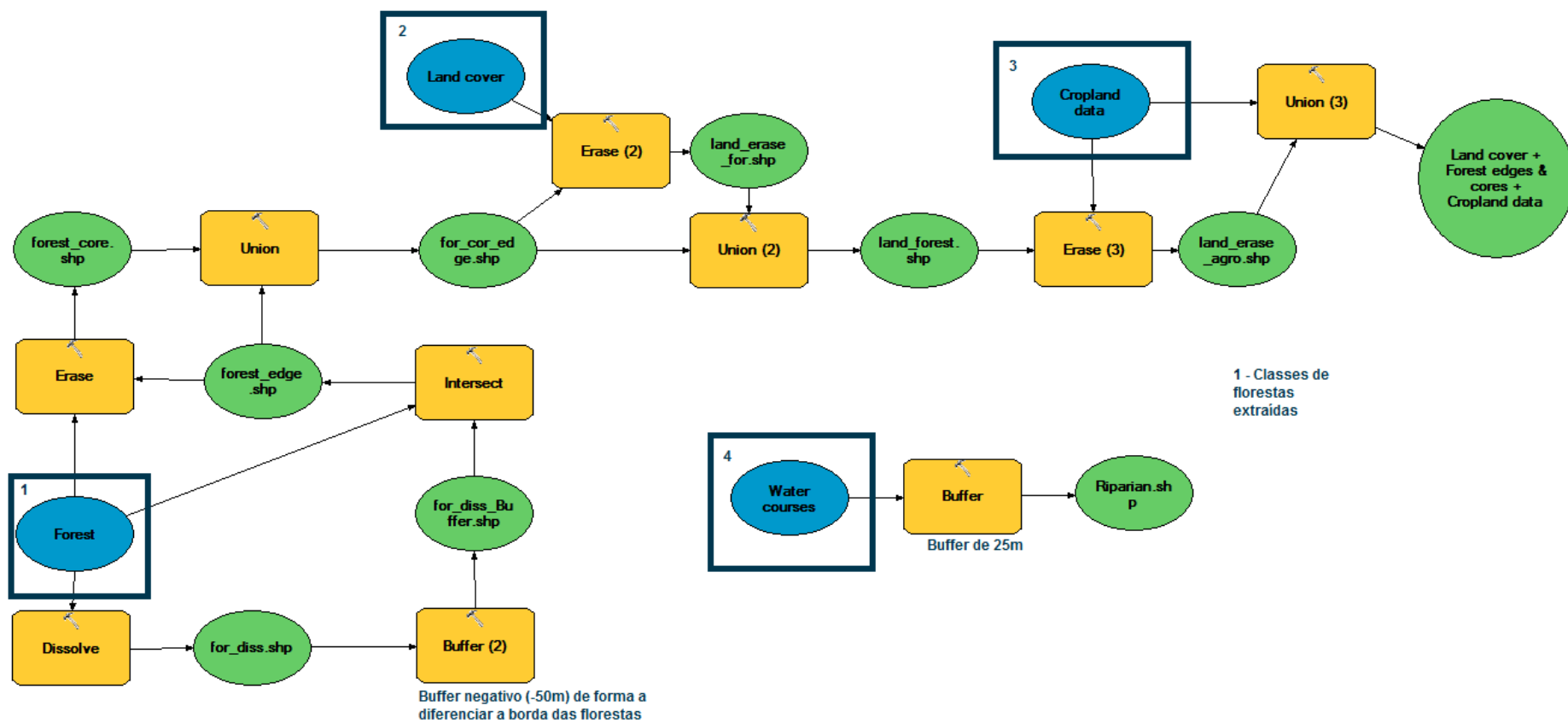
- Queiroz, C., Meacham, M., Richter, K., Norström, A. V., Andersson, E., Norberg, J., Peterson, G., 2015. Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape. *Ambio* 44, 89–101.
- Ratamáki, O., Jokinen, P., Sørensen, P.B., Breeze, T., Potts, S., 2015. A multilevel analysis on pollination-related policies. *Ecosyst. Serv.* 1–11.
- Ricketts, T.H., Lonsdorf, E., 2013. Mapping the margin: Comparing marginal values of tropical forest remnants for pollination services. *Ecol. Appl.* 23, 1113–1123.
- Ricketts, T.H., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Bogdanski, A., Gemmill-Herren, B., Greenleaf, S.S., Klein, A.M., Mayfield, M.M., Morandin, L.A., Ochieng', A., Viana, B.F., 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecol. Lett.* 11, 499–515.
- Schägnler, J.P., Brander, L., Maes, J., Hartje, V., 2013. Mapping ecosystem services' values: Current practice and future prospects. *Ecosyst. Serv.* 4, 33–46.
- Schröter, M., Remme, R.P., Sumarga, E., Barton, D.N., Hein, L., 2015. Lessons learned for spatial modelling of ecosystem services in support of ecosystem accounting. *Ecosyst. Serv.* 13, 64–69.
- Schulp, C.J.E., Alkemade, R., 2011. Consequences of uncertainty in global-scale land cover maps for mapping ecosystem functions: An analysis of pollination efficiency. *Remote Sens.* 3, 2057–2075.
- Schulp, C.J.E., Alkemade, R., Klein Goldewijk, K., Petz, K., 2012. Mapping ecosystem functions and services in Eastern Europe using global-scale data sets. *Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag.* 8, 156–168.
- Schulp, C.J.E., Burkhard, B., Maes, J., Van Vliet, J., Verburg, P.H., 2014a. Uncertainties in ecosystem service maps: A comparison on the European scale. *PLoS One* 9, e109643.
- Schulp, C.J.E., Lautenbach, S., Verburg, P.H., 2014b. Quantifying and mapping ecosystem services: Demand and supply of pollination in the European Union. *Ecol. Indic.* 36, 131–141.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2008. Protected areas in today's world: Their values and benefits for the welfare of the planet, Montreal, Technical Series.
- Senapathi, D., Biesmeijer, J.C., Breeze, T.D., Kleijn, D., Potts, S.G., Carvalheiro, L.G., 2015. Pollinator conservation—the difference between managing for pollination services and preserving pollinator diversity. *Curr. Opin. Insect Sci.* 93–101.
- Serna-Chavez, H.M., Schulp, C.J.E., Van Bodegom, P.M., Bouten, W., Verburg, P.H., Davidson, M.D., 2014. A quantitative framework for assessing spatial flows of ecosystem services. *Ecol. Indic.* 39, 24–33.
- Sharp, R., Tallis, H.T., Ricketts, T., Guerry, A.D., Wood, S.A., Chaplin-Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., K., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C.K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M., Mandel, L., Hamel, P., Vogl, A.L., Rogers, L., Bierbower, W., 2015. InVEST User Guide, The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.
- Smith, M.R., Singh, G.M., Mozaffarian, D., Myers, S.S., 2015. Effects of decreases of animal pollinators on human nutrition and global health: a modelling analysis. *Lancet* 386.
- Steffan-Dewenter, I., 2003. Importance of habitat area and landscape context for species richness of bees and wasps in fragmented orchard meadows. *Conserv. Biol.* 1036–1044.
- Steffan-Dewenter, I., Tschamtko, T., 1999. Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia* 121, 432–440.
- Svensson, B., Lagerlöf, J., G. Svensson, B., 2000. Habitat preferences of nest-seeking bumble bees (Hymenoptera: Apidae) in an agricultural landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* 77, 247–255.
- Tallis, H., Polasky, S., 2009. Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1162, 265–283.
- TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Ecological and Economic

- Foundations. Earthscan, London and Washington DC.
- Troy, A., Wilson, M.A., 2006. Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecol. Econ.* 60, 435–449.
- Van der Biest, K., Vrebos, D., Staes, J., Boerema, A., Bodí, M.B., Fransen, E., Meire, P., 2015. Evaluation of the accuracy of land-use based ecosystem service assessments for different thematic resolutions. *J. Environ. Manage.* 156, 41–51.
- Vanbergen, A.J., Insect Pollinators Initiative, 2013. Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators. *Front. Ecol. Environ.* 11, 251–259.
- Verhagen, W., Teeffelen, A.J.A. Van, Baggio, A., Poggio, L., Gimona, A., Verburg, P.H., 2016. Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity: a review of evidence and a case study in Scotland. *Landsc. Ecol.*
- Vorstius, A.C., Spray, C.J., 2015. A comparison of ecosystem services mapping tools for their potential to support planning and decision-making on a local scale. *Ecosyst. Serv.* 15, 75–83.
- Vrebos, D., Staes, J., Vandenbroucke, T., D'Haeyer, T., Johnston, R., Muhumuza, M., Kasabeke, C., Meire, P., 2015. Mapping ecosystem service flows with land cover scoring maps for data-scarce regions. *Ecosyst. Serv.* 13, 28–40.
- Wallace, K.J., 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biol. Conserv.* 139, 235–246.
- Walther-Hellwig, K., Frankl, R., 2000. Foraging distances of *Bombus muscorum*, *Bombus lapidarius*, and *Bombus terrestris* (Hymenoptera, Apidae). *J. Insect Behav.* 13, 239–246.
- Westphal, C., Steffan-Dewenter, I., Tschardt, T., 2003. Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale. *Ecol. Lett.* 6, 961–965.
- Willemens, L., Burkhard, B., Crossman, N., Drakou, E.G., Palomo, I., 2015. Editorial: Best practices for mapping ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 13, 1–5.
- Williams, N.M., Crone, E.E., Roulston, T.H., Minckley, R.L., Packer, L., Potts, S.G., 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biol. Conserv.* 143, 2280–2291.
- Winfree, R., Dushoff, J., Crone, E.E., Schultz, C.B., Budny, R. V, Williams, N.M., Kremen, C., 2005. Testing simple indices of habitat proximity. *Am. Nat.* 165, 707–717.
- Winfree, R., Gross, B.J., Kremen, C., 2011. Valuing pollination services to agriculture. *Ecol. Econ.* 71, 80–88.
- Wolff, S., Schulp, C.J.E., Verburg, P.H., 2015. Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecol. Indic.* 55, 159–171.
- Wratten, S.D., Gillespie, M., Decourtye, A., Mader, E., Desneux, N., 2012. Pollinator habitat enhancement: Benefits to other ecosystem services. *Agric. Ecosyst. Environ.* 159, 112–122.
- Zulian, G., Maes, J., Paracchini, M., 2013a. Linking land cover data and crop yields for mapping and assessment of pollination services in Europe. *Land* 2, 472–492.
- Zulian, G., Paracchini, M.L., Liqueste, C., 2013b. ESTIMAP : Ecosystem services mapping at European scale.
- Zulian, G., Polce, C., Maes, J., 2014. ESTIMAP: A GIS-based model to map ecosystem services in the European Union. *Ann. di Bot.* 4, 1–7.



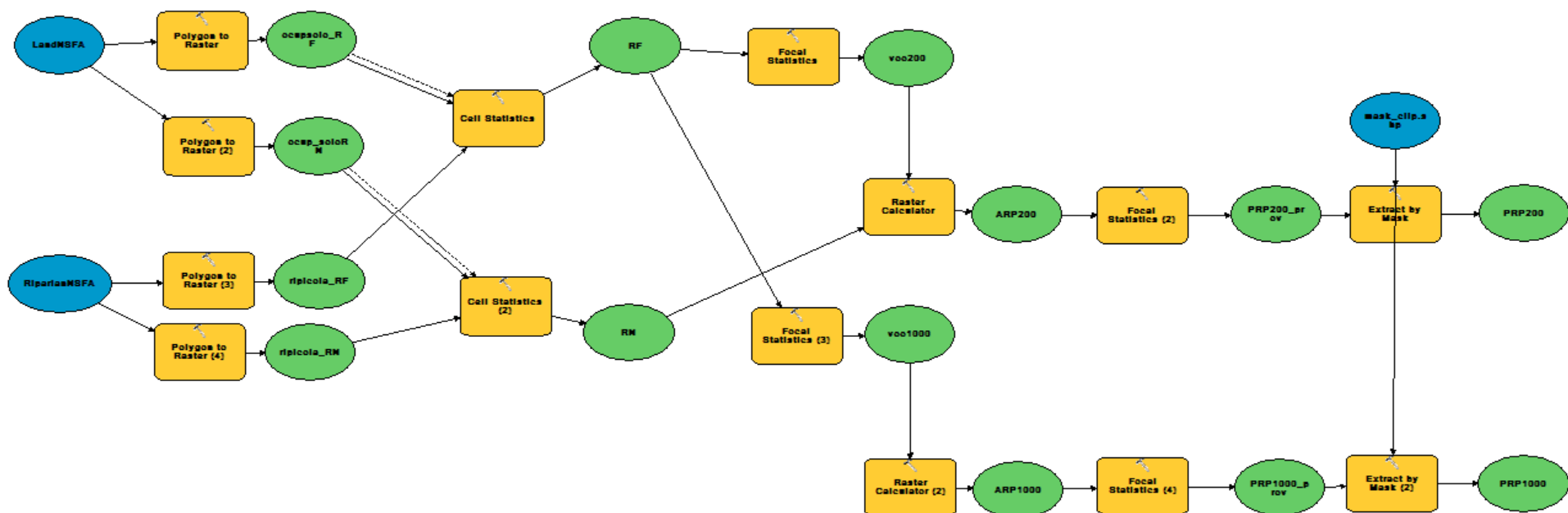
## Anexos

**Anexo 1** - Operações do ArcGIS utilizadas na preparação do mapa de ocupação do solo final, com recurso à ferramenta *ModelBuilder*.



**Anexo 2** - Operações do ArcGIS utilizadas na adaptação do modelo ESTIMAP à escala do PNSACV, com recurso à ferramenta *ModelBuilder*.

Conversão dos mapas de ocupação do solo (*Polygon to raster*), Valor máximo de cada célula (*Cell statistics*), aplicação da matriz de alcance (*focal statistics*, *option SUM*), Filtro de áreas onde não ocorre polinização (*Extract by mask*).



**Anexo 3** - Dependência das culturas agrícolas e respetivos intervalos de percentagem de redução de produção, produção (t) de cada cultura e respetivo valor económico atribuído ao serviço de polinização para o ano 2006. VEC - Valor económico total das culturas; VEPI - Valor económico associado à polinização realizada por insectos.

Descrição	Dependência	Intervalo de dependência			Produção			Valor				
		Mín	Máx	Média	Area (ha)	kg/ha	t	€/t	VEC (€)	VEPI Min	VEPI Max	VEPI Médio
Framboesas	Alta	0,4	0,9	0,65	35	43 060	1 518	2 412	3 662 745	1 465 098	3 296 470	2 380 784
Morangos	Média	0,1	0,4	0,25	123	18 120	2 228	1 640	3 652 848	365 285	1 461 139	913 212
Mirtilos	Alta	0,4	0,9	0,65	-	-	-	527	-	-	-	-
Amoras	Alta	0,4	0,9	0,65	-	-	-	1 969	-	-	-	-
Tomate	Baixa	0	0,1	0,05	-	-	-	763	-	-	-	-
Pomar	Alta	0,4	0,9	0,65	22	17 798	396	387	153 233	61 293	137 909	99 601
Melao	Muito alta	0,9	1	0,95	-	-	-	244	-	-	-	-
Maracuja	Muito alta	0,9	1	0,95	3	13 014	34	549	18 498	16 648	18 498	17 573
Aboboras	Muito alta	0,9	1	0,95	67	20 810	1 402	401	562 537	506 283	562 537	534 410
Melancia	Muito alta	0,9	1	0,95	-	-	-	139	-	-	-	-
Citrinos	Baixa	0	0,1	0,05	86	9 375	811	405	328 512	-	32 851	16 426
Amendoiras	Alta	0,4	0,9	0,65	-	-	-	-	-	-	-	-
Courgete	Muito alta	0,9	1	0,95	-	-	-	-	-	-	-	-
Nabo	Alta	0,4	0,9	0,65	32	20 747	657	344	225 977	90 391	203 379	146 885
Rabanetes	Média	0,1	0,4	0,25	23	20 747	469	344	161 565	16 157	64 626	40 391
Brassicas	Média	0,1	0,4	0,25	-	-	-	315	-	-	-	-
Nabica	Média	0,1	0,4	0,25	7	22 402	159	233	36 995	3 700	14 798	9 249
Couve Chines	Alta	0,4	0,9	0,65	156	22 402	3 498	315	1 102 424	440 970	992 181	716 575
Couve-Nabo	Média	0,1	0,4	0,25	-	-	-	315	-	-	-	-
Amendoim	Pouca	0	0,1	0,05	5	1 500	8	992	7 552	-	755	378
Girassol	Média	0,1	0,4	0,25	5	1 056	6	205	1 161	116	464	290
Feijao	Pouca	0	0,1	0,05	45	1 800	82	917	74 815	-	7 482	3 741
Alface	Incerto	0	0	0	93	26 140	2 421	1 132	2 741 398	-	-	-
Cenouras	Incerto	0	0	0	153	60 000	9 171	344	3 156 548	-	-	-
Alho Frances	Incerto	0	0	0	6	25 395	148	690	101 876	-	-	-
Couve	Incerto	0	0	0	14	22 402	314	315	99 035	-	-	-
Cebolas	Incerto	0	0	0	-	-	-	249	-	-	-	-
Ervilhas	Nenhuma	0	0	0	-	-	-	297	-	-	-	-
Batata Branca	Nenhuma	0	0	0	210	18 500	3 883	213	827 261	-	-	-
Batata Doce	Nenhuma	0	0	0	281	11 890	3 344	749	2 505 167	-	-	-
Milho	Nenhuma	0	0	0	1 542	11 200	17 270	122	2 107 262	-	-	-
Trigo	Nenhuma	0	0	0	43	2 183	94	121	11 397	-	-	-
Aveia	Nenhuma	0	0	0	-	-	-	112	-	-	-	-
Cevada	Nenhuma	0	0	0	27	2 226	61	116	7 061	-	-	-
Arroz	Nenhuma	0	0	0	-	-	-	200	-	-	-	-
Espinafres	Nenhuma	0	0	0	2	7 180	14	585	8 418	-	-	-
								Total	21 554 286	2 965 940	6 793 091	4 879 516

**Anexo 4** - Dependência das culturas agrícolas e respetivos intervalos de percentagem de redução de produção, produção (t) de cada cultura e respetivo valor económico atribuído ao serviço de polinização para o ano 2014. VEC - Valor económico total das culturas; VEPI - Valor económico associado à polinização realizada por insectos.

Descrição	Dependência	Intervalo de dependência			Produção (t)			Valor				
		Mín	Máx	Média	Area (ha)	kg/ha	t	€/t	VEC (€)	VEPI Min	VEPI Max	VEPI Médio
Framboesas	Alta	0,4	0,9	0,65	251	43 060	10 797	4355	47 026 144	18 810 458	42 323 530	30 566 994
Morangos	Média	0,1	0,4	0,25	93	18 120	1 694	2203	3 731 048	373 105	1 492 419	932 762
Mirtilos	Alta	0,4	0,9	0,65	47	2 215	105	847	89 023	35 609	80 121	57 865
Amoras	Alta	0,4	0,9	0,65	7	6 302	44	3097	136 660	54 664	122 994	88 829
Tomate	Baixa	0	0,1	0,05	49	71 404	3 510	928	3 256 331	-	325 633	162 817
Pomar	Alta	0,4	0,9	0,65	15	17 798	263	476	125 167	50 067	112 650	81 358
Melao	Muito alta	0,9	1	0,95	1	32 073	24	627	15 125	13 613	15 125	14 369
Maracuja	Muito alta	0,9	1	0,95	6	13 014	80	470	37 649	33 884	37 649	35 767
Aboboras	Muito alta	0,9	1	0,95	2	20 810	36	494	17 896	16 106	17 896	17 001
Melancia	Muito alta	0,9	1	0,95	1	27 620	21	145	3 058	2 752	3 058	2 905
Citrinos	Baixa	0	0,1	0,05	83	9 375	774	409	317 099	-	31 710	15 855
Amendoeiras	Alta	0,4	0,9	0,65	168	448	75	1875	140 753	56 301	126 677	91 489
Courgete	Muito alta	0,9	1	0,95	16	29 804	475	494	234 648	211 183	234 648	222 916
Nabo	Alta	0,4	0,9	0,65	13	20 747	260	409	106 257	42 503	95 631	69 067
Rabanetes	Média	0,1	0,4	0,25	20	20 747	416	409	170 196	17 020	68 078	42 549
Brassicac	Média	0,1	0,4	0,25	33	21 574	708	306	216 273	21 627	86 509	54 068
Nabica	Média	0,1	0,4	0,25	29	22 402	657	329	216 334	21 633	86 534	54 084
Couve Chinesa	Alta	0,4	0,9	0,65	126	22 402	2 832	306	865 517	346 207	778 965	562 586
Couve-Nabo	Média	0,1	0,4	0,25	4	20 747	89	306	27 284	2 728	10 913	6 821
Amendoim	Pouca	0	0,1	0,05	8	1 500	12	1169	14 031	-	1 403	702
Girassol	Média	0,1	0,4	0,25	3	1 056	3	337	936	94	374	234
Feijao	Pouca	0	0,1	0,05	21	1 800	37	1763	65 699	-	6 570	3 285
Alface	Incerto	0	0	0	65	26 140	1 701	1230	2 093 146	-	-	-
Cenouras	Incerto	0	0	0	65	60 000	3 878	409	1 586 429	-	-	-
Alho Frances	Incerto	0	0	0	11	25 395	274	600	164 377	-	-	-
Couve	Incerto	0	0	0	11	22 402	238	306	72 610	-	-	-
Cebolas	Incerto	0	0	0	25	28 707	708	265	188 043	-	-	-
Ervilhas	Nenhuma	0	0	0	32	10 304	327	280	91 470	-	-	-
Batata Branca	Nenhuma	0	0	0	15	18 500	270	234	63 325	-	-	-
Batata Doce	Nenhuma	0	0	0	354	11 890	4 204	498	2 095 335	-	-	-
Milho	Nenhuma	0	0	0	1 127	11 200	12 618	154	1 943 215	-	-	-
Trigo	Nenhuma	0	0	0	11	2 183	24	180	4 230	-	-	-
Aveia	Nenhuma	0	0	0	18	1 471	26	155	4 017	-	-	-
Cevada	Nenhuma	0	0	0	28	2 226	63	165	10 347	-	-	-
Arroz	Nenhuma	0	0	0	8	6 363	51	322	16 296	-	-	-
Espinafres	Nenhuma	0	0	0	54	7 180	385	984	378 799	-	-	-
								Total	65 524 768	20 109 554	46 059 090	33 084 322



**Anexo 5** - Convite enviado aos *stakeholders* para a realização do *workshop*.



# Workshop – Mapeamento e avaliação dos serviços de polinização no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina

Odemira, 19 de Fevereiro de 2016

Auditório da Sede da Associação de Beneficiários do Mira

## CONVITE

### Contextualização

A realização deste workshop enquadra-se no âmbito de uma Dissertação de Mestrado que tem como principal objetivo estudar o mapeamento da oferta e procura de serviços de polinização.

Neste estudo, pretende-se aferir a capacidade de os ecossistemas garantirem condições propícias ao desenvolvimento dos polinizadores e de fornecerem o serviço de polinização às culturas e angiospérmicas que dependam deste processo. O mapeamento deste serviço tem como foco primordial testar a utilização dos mapas como ferramenta de comunicação e de delineamento de estratégias de conservação da biodiversidade.

Esta dissertação encontra-se no âmbito do Projeto de Investigação **OpenNESS**, financiado pela Comissão Europeia, que tem como finalidade traduzir os conceitos dos serviços dos ecossistemas em soluções práticas na gestão e planeamento do território. Em Portugal, o caso de estudo incide na área do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV).

## Objetivos do Workshop

Este workshop tem como objetivo aprofundar o conhecimento sobre os serviços de polinização do PNSACV através de uma discussão coletiva:

- (1) Avaliar as perceções dos agentes locais relativamente aos serviços de polinização, ao estado dos polinizadores e respetiva importância, aos principais instrumentos/políticas e aos potenciais contributos da polinização selvagem;
- (2) Apresentar os mapas do potencial de polinização no PNSACV e discutir o seu valor e utilidade, tendo em conta os principais beneficiários, quanto ao seu contributo para a agricultura e para a conservação dos polinizadores.

## Programa

**09:30H-09:45H** | APRESENTAÇÃO DO CONTEÚDO DO WORKSHOP

**09:45H-10:45H** | ANÁLISE DAS PERCEÇÕES DOS AGENTES LOCAIS RELATIVAMENTE AOS SERVIÇOS DE POLINIZAÇÃO: IMPORTÂNCIA, BENEFICIÁRIOS, ESTADO, PRESSÕES E INSTRUMENTOS RELEVANTES

**10:45H-11:00H** | PAUSA

**11:00H-12:30H** | APRESENTAÇÃO DOS MAPAS E DISCUSSÃO DO VALOR E UTILIDADE DO MAPEAMENTO DO POTENCIAL DE POLINIZAÇÃO NO PARQUE COMO FERRAMENTA DE COMUNICAÇÃO E GESTÃO

## Organização



**Anexo 6** - Ficha de avaliação do *workshop*.





## Workshop

# Mapeamento e avaliação do Serviço de Polinização no PNSACV

ODEMIRA, 19 DE FEVEREIRO DE 2016

### FICHA DE AVALIAÇÃO DA SESSÃO

**1. Como classificaria a sessão?**

- 5. Muito útil/ Muito interessante
- 4.
- 3. Útil/ Interessante
- 2.
- 1. Irrelevante / Uma perda de tempo

**2. Considera úteis os mapas desenvolvidos? Que utilidade daria a estes mapas na sua atividade? Vê alguma aplicação prática noutro sector?**

---

---

---

---

---

**3. Considera válida esta representação da distribuição do serviço de polinização no território do PNSACV?**

- 5. Muito válida
- 4.
- 3. Tem alguma validade
- 2.
- 1. Sem fundamento

**4. Considera a paleta de cores e respetiva legenda perceptível?**

- 5. Muito perceptível
- 4.
- 3. Perceptível
- 2.
- 1. Confusa

**5. O que mudaria ou gostaria de ver nestes mapas? Exemplo: preferiria ver a informação representada numa escala numérica ou qualitativa?**

---

---

---

---

**6. Esta sessão contribuiu para melhorar a sua perceção acerca da importância do serviço de polinização no PNSACV?**

- 5. Contribuiu muito para melhorar
- 4.
- 3. Acrescentou algum conhecimento
- 2.
- 1. Não trouxe nada de novo

**7. Sugestões para a melhoria do trabalho desenvolvido**

---

---

---

---

**8. Aspetos positivos da sessão**

---

---

---

---

**9. Aspetos negativos da sessão**

---

---

---

---

**10. Gostaria de participar em sessões futuras sobre estas temáticas?**

SIM  NÃO

**11. Sugestão de eventuais interessados em participar em sessões futuras**

---

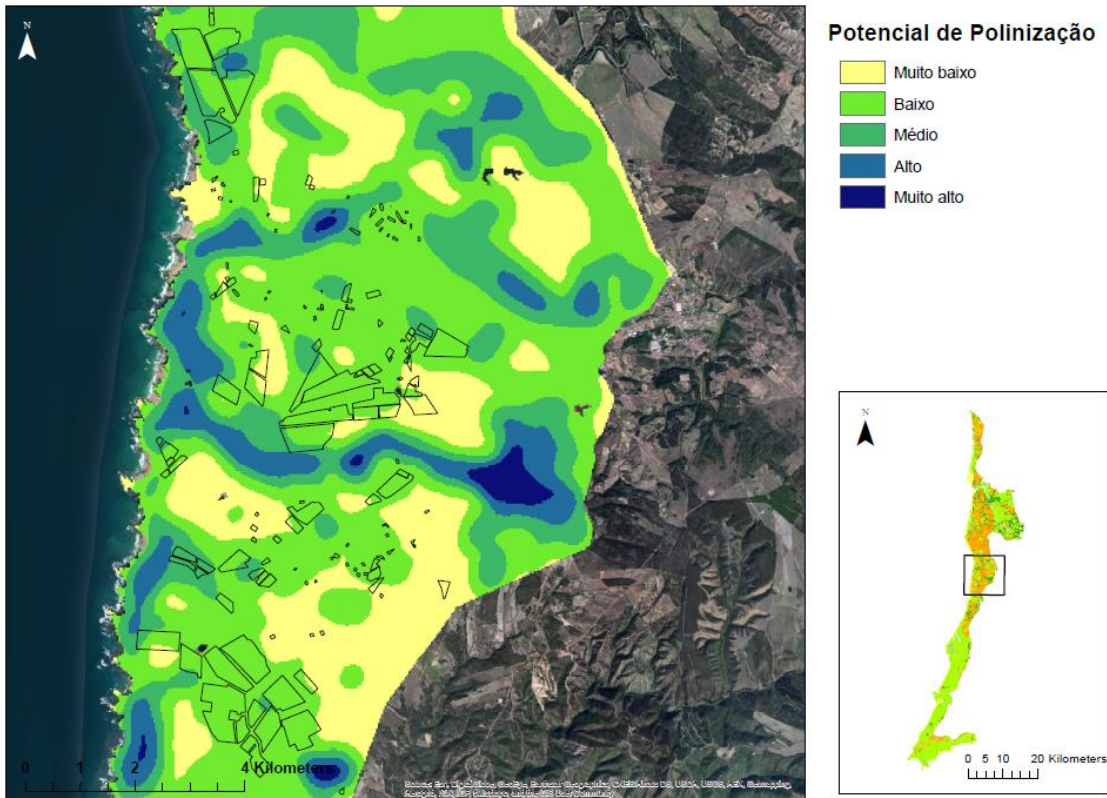
---

---

Muito obrigado pela sua participação.



**Anexo 7** - Fluxo do potencial de polinização no território e nas culturas dependentes numa das parcelas apresentadas no *workshop*.



**Anexo 8** - Balanço entre a oferta e procura de polinização nas culturas dependentes numa das parcelas apresentadas no *workshop*.

