

UNIVERSIDADE DE LISBOA  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Cartografia e Avaliação do Potencial de Serviços de  
Ecossistema para o Apoio à Decisão em Gestão Territorial em  
Ilhas Oceânicas – o caso de estudo da Polinização por Insectos  
na Ilha Terceira Açores, Portugal**

Sara Inês Semião Sena Lourenço

**Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental**

Dissertação orientada por: Professor Doutor José Lino Costa  
Doutor Artur Gil

2018

## **Agradecimentos**

Na realização desta dissertação de mestrado foram imprescindíveis todos os apoios e incentivos que recebi, pois sem eles não seria possível realizá-la.

Ao Professor José Lino, pela orientação, apoio, disponibilidade, pelas suas sábias sugestões, pela colaboração na ajuda a solucionar os vários problemas que foram surgindo e também pelas suas incansáveis palavras de incentivo.

Ao Dr. Artur Gil, pelo apoio e disponibilização de materiais essenciais para a execução deste estudo, bem como a orientação dada na sua elaboração.

Á Ana Picanço e ao Professor Paulo Borges pela disponibilização de informação pertinente e apoio para a elaboração deste estudo.

Á Grazia Zulian por todos os esclarecimentos e apoio que deu em relação ao programa ESTIMAP.

Ao Miguel Moreira pela disponibilidade e ajuda nas dúvidas surgidas no programa InVEST.

A todos os colegas e amigos que me apoiaram neste caminho.

A toda a minha família por todo o carinho e preocupação ao longo do todo o meu percurso.

Finalmente, e sabendo que sozinha nunca teria conseguido, faço um especial agradecimento aos meus pais, por todo o apoio incondicional, pelas palavras de coragem, incentivo e paciência ao longo desta caminhada, para que os meus objetivos fossem conseguidos.

A todos vocês o meu muito obrigada!

## Resumo

A importância dos serviços de ecossistema e a sua cartografia tem vindo a ganhar cada vez mais importância para as políticas e gestão ambiental, nomeadamente no planeamento territorial. Através da cartografia destes serviços de ecossistema, podem ser avaliadas as áreas de maior e menor potencial de aptidão para o serviço de polinização, inerente a um equilíbrio do ecossistema. Considerou-se relevante perceber o impacto direto e indireto do declínio de polinizadores, de forma a perceber-se quais as implicações que advêm no ecossistema.

Para a elaboração deste estudo foram aplicadas duas ferramentas para a cartografia do serviço de polinização para que assim pudesse ser perceptível a abundância e o potencial relativo de polinizadores nesta pequena ilha oceânica, a Ilha Terceira.

Na cartografia deste serviço foram utilizados os modelos ESTIMAP e InVEST, de forma a perceber a sua adequabilidade à realidade da área em estudo. No decorrer da elaboração cartográfica das variáveis, abundância relativa de polinizadores e do potencial relativo de polinizadores, importa salientar que, de entre as espécies existentes, procedeu-se ao seu agrupamento em três grupos distintos de alcance de voo, para que neles se encontrassem contidas todas as espécies nativas existentes.

Após a obtenção da sua cartografia, foram evidentes as diferenças de abundância relativa entre os diversos alcances de voo e o potencial de polinização inerente da ilha. Constatou-se assim, que quanto maior é o alcance de voo dos polinizadores, maior é a sua dispersão territorial, existindo assim, um maior potencial associado a estas espécies.

Estes resultados devem-se à aplicação das abordagens utilizadas, que nas suas metodologias, assumem que, todas as rotas de voo são possíveis, não considerando a capacidade de seletividade de recursos faunísticos dos polinizadores.

Posteriormente, foram produzidos dois mapas de proposta de inclusão deste serviço no planeamento territorial, tendo em conta a abundância de polinizadores e as delimitações do Parque Natural de Ilha, com a finalidade de perceber se as áreas de maior potencial já se encontravam abrangidas por alguma proteção.

Foram assim definidas algumas áreas de proteção, que vão ao encontro do enquadramento legal das mesmas, respeitando também a hierarquização referente aos Instrumentos de Gestão Territorial vigentes. A criação e delimitação destas áreas permite ter uma perceção mais concisa das áreas de maior preponderância, salientando assim importância da sua conservação quer para a biodiversidade do ecossistema, quer para o bem-estar da Humanidade.

**Palavras-chave:** Serviço de Ecossistema, Serviço de Polinização, Cartografia, Impactes, Abundância Relativa e Potencial Relativo de Polinizadores, Planeamento e Gestão Territorial.

## **Abstract**

The existence of ecosystem services and their cartography are highly relevant for the environmental planning and management. Through the mapping of ecosystem services, different territories can be evaluated as areas of higher or lower potential for pollination service, associated to an ecosystem status. The direct and indirect impact of pollinators is highly relevant in order to effectively assess the ecosystems.

In This study, two tools were used for mapping the pollination service to evaluate the abundance and relative potential of pollinators in small oceanic islands, Terceira Island.

The models ESTIMAP e InVEST were used to evaluate their suitability to the study area. As there are several species of bees, they were grouped into three different groups so that they all had within the ranges of flight range.

Through cartography the differences between the various flight ranges and the potential of the island itself were perceptible. It is verified that the greater the range of flight of the pollinators. It is verified that the greater the range of flight of pollinators, the greater the territorial dispersion and associated potential.

The results are in accordance with the methodologies, because they admit that all flight directions are possible. The selectivity of the pollinators is neglected.

A proposal was made for the integration of these ecosystem services into territorial planning. Relative abundance and the Island Natural Park were used to see if areas of greatest potential were already covered by some protection.

Areas defined in accordance with the legal framework and respected the hierarchy of territorial management instruments. The creation of these most important areas is essential for the conservation of ecosystem biodiversity and for human well-being.

**Key words:** Ecosystem Service, Pollination Service, Cartography, Impacts, Relative Abundance and Relative Potential of Pollinators, Territorial Planning and Management.

## Índice de Figuras

Figura 1.1. Percentagem de publicações para cada serviço de regulação ecossistémico. Fonte: Holland et al.,(2017).	1
Figura 1.2. Nos Locais 1 e 2 para que o limiar de polinização seja ultrapassado são apenas necessárias uma ou duas espécies, respetivamente. Nos locais 3 e 4 para que esse mesmo limiar seja ultrapassado é necessário, devido à sua menor abundância, que existam mais espécies. Fonte: Kremen (2018).	2
Figura 1.3. Quadro conceptual da UE para as avaliações ambientais nacionais, no âmbito da 5ª Ação da Estratégia da Biodiversidade da UE para 2020. Fonte: Maes et al. (2016).	5
Figura 1.4 Estrutura de Avaliação do Ecossistema. As setas sólidas representam as relações entre os diversos elementos, enquanto as setas tracejadas identificam os principais passos no processo de avaliação do ecossistema. Fonte: Hein et al., (2006).	7
Figura 1.5 Modelo de Cascata para os SE. Fonte: Haines-Young e Potsching (2013).	8
Figura 1.6 Abordagem DPSIR- Quadro de avaliação da condição ecossistémica. Fonte: Maes (2017).	12
Figura 1.7. Aplicação do Modelo de Cascata em SE -Polinização. Fonte: Maes (2012).	13
Figura 1.8 Interações entre os polinizadores nativos e os polinizadores introduzidos e a forma como....	15
Figura 1.9. Mapa global de benefícios da polinização. Os valores são dados em US \$ por hectare para o ano 2000. Os valores foram corrigidos pela inflação (para o ano de 2009), bem como pelas disparidades de poder de compra.	21
Figura 1.10. 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).	22
Figura 1.11. Distribuição de culturas dependentes de polinizadores (esquerda) e hotspots de procura de polinizadores (direita). Fonte: Schulp et al., (2014).	23
Figura 1.12. Exemplo de resultados do modelo InVEST em Yolo County, Califórnia. O modelo usa dados da ocupação do solo (A), como entrada, que são convertidos em habitat de nidificação (B) e recursos florais (C). A partir disso, gera um mapa de abundância de Polinizadores (D) que descreve a abundância de polinizadores na paisagem. Com base no mapa de abundância, o modelo gera um mapa de serviço de polinizadores em potenciais parcelas agrícolas (E). Fonte: Lonsdorf et al. (2009).	24
Figura 1.13. Representação dos vários parâmetros do ESTIMAP. Fonte: Zulian et al. (2013b).	24
Figura 1.14 Adequação do habitat. Fonte: Wolny (2011).	25
Figura 1.15. Abordagem de abundância nas áreas circundantes. Fonte: Wolny (2011).	26
Figura 1.16. Abordagem do rendimento - Índice Relativo. Fonte: Wolny (2011).	26
Figura 3.1. Localização geográfica da área de estudo	35
Figura 3.2 Variáveis climáticas da Ilha Terceira. Fonte:www.climaat.angra.uac.pt	37
Figura 3.3. Mapa da rede hidrográfica na Ilha Terceira	39
Figura 3.4 Mapa de usos e ocupação do solo na Ilha Terceira	40
Figura 3.5. Gráfico da percentagem de usos e ocupação do solo na Ilha Terceira	40
Figura 3.6. Mapa de declives da Ilha Terceira	41
Figura 3.7 Mapa de áreas protegidas na Ilha Terceira	44
Figura 3.8. Percentagem de ocupação do solo das Áreas Protegidas	44
Figura 3.9. Evolução da população residente na Ilha Terceira. Fonte: Pordata.	45
Figura 3.10. Pirâmide etária da Ilha Terceira, em 2016. Fonte: Pordata.	46
Figura 3.11. População empregada por sector de atividade na Ilha Terceira, segundo os censos de 2011. Fonte: Pordata.	46
Figura 4.1. Mapa do potencial de recursos florais da Ilha Terceira	53
Figura 4.2. Mapa do potencial de recursos de nidificação da Ilha Terceira	54
Figura 4.3. Mapa da abundância relativa de polinizadores (250 Metros - ESTIMAP)	55
Figura 4.4. Mapa abundância relativa de polinizadores (250 Metros - InVEST)	55
Figura 4.5. Mapa da abundância relativa de polinizadores (500 Metros -ESTIMAP)	56
Figura 4.6. Mapa da abundância relativa de polinizadores (500 Metros -InVEST)	56
Figura 4.7. Mapa da abundância relativa de polinizadores (1000 Metros -ESTIMAP)	57
Figura 4.8. Mapa da abundância relativa de polinizadores (1000 Metros – InVEST)	57
Figura 4.9. Mapa do potencial relativo de polinizadores na Ilha Terceira (250 Metros-ESTIMAP)	59
Figura 4.10. Mapa do potencial relativo de polinizadores na Ilha Terceira (250 Metros -InVEST)	59
Figura 4.11. Mapa potencial relativo de polinizadores na Ilha Terceira (500 Metros-ESTIMAP)	60

Figura 4.12. Mapa potencial relativo de polinizadores na Ilha Terceira (500 Metros -InVEST) .....	60
Figura 4.13. Mapa potencial relativo de polinizadores na Ilha Terceira (1000 Metros – ESTIMAP) .....	61
Figura 4.14. Mapa do potencial relativo de polinizadores na Ilha Terceira (1000 metros - InVEST).....	61
Figura 5.1. Planos e Programas territoriais aplicados à Ilha Terceira .....	65
Figura 5.2. Média de abundância relativa de polinizadores na Ilha Terceira -ESTIMAP .....	71
Figura 5.3. Média de abundância relativa de polinizadores na Ilha Terceira -InVEST .....	72
Figura 5.4. Abrangência do Parque Natural de Ilha, na Ilha Terceira - ESTIMAP. ....	72
Figura 5.5. Abrangência do Parque Natural de Ilha, na Ilha Terceira- InVEST.....	73
Figura 5.6. Proposta de integração do serviço de ecossistema, polinização no planeamento territorial - ESTIMAP.....	73
Figura 5.7. Proposta de integração do serviço de ecossistema, polinização no planeamento territorial- InVEST .....	74
Figura 5.8. Percentagem de cada tipo de proteção em relação à tipologia definida pela IUCN- ESTIMAP	75
Figura 5.9. Percentagem de cada tipo de proteção em relação à tipologia definida pela IUCN - InVEST..	75

## Índice de Tabelas

Tabela 1.1 CICES- Estrutura básica e relacionamento das classes para classificação TEEB.....	6
Tabela 1.2 Efeitos potenciais sobre os insetos polinizadores e serviços de polinização.....	17
Tabela 3.1 Módulos atualmente disponíveis do ESTIMAP com seus respetivos indicadores, unidades e formatos de saída. ....	29
Tabela 3.2. Vantagens e desvantagens da abordagem ESTIMAP .....	31
Tabela 3.3. Vantagens e desvantagens do programa InVEST .....	34
Tabela 3.4. Espécies existentes na Ilha Terceira e as suas características .....	48
Tabela 3.5. Tabela de LULC.....	50
Tabela 5.1. Percentagem do PNI face à área abrangida pela Ilha .....	67
Tabela 5.2. Tipologia de áreas de proteção e as suas características .....	70

## **Lista de Abreviaturas e Acrónimos**

AIE- Áreas de Intervenção Específica  
ARP- Abundância Relativa de Polinizadores  
CICES- Common International Classification of Ecosystem Services  
DL- Decreto de Lei  
DPSIR- Drivers, Pressões, Estado de Conservação, Impacto, Resposta  
DQA- Directiva Quadro da Água  
EEA- European Environment Agency  
ESTIMAP- Ecosystem Services Mapping at European Scale  
FAO- Food and Agriculture Organization  
FEDER- Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional  
FSE- Fundo Social Europeu  
IGT- Instrumentos de Gestão Territorial  
InVEST- Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs  
IPI- Iniciativa Internacional de Polinizadores  
IUCN- União Internacional para a Conservação da Natureza  
JRC- Joint Research Center  
LBPPSOTU- Lei de Bases Gerais da Política Pública de Solos, de Ordenamento do Território e de Urbanismo  
LULC- Land Use and Land Cover  
MAE- Millennium Ecosystem Assessment  
PAN- Programa Apícola Nacional  
PGRH- Plano de Gestão da Região Hidrográfica  
PGRH-Açores- Plano de Gestão da Região Hidrográfica dos Açores  
PNA- Plano Nacional da Água  
POA- Plano de Ação  
POA Açores- Programa Operacional dos Açores  
POAP- Programa de Ordenamento das Áreas Protegidas  
PRP- Potencial Relativo de Polinizadores  
RF- Recursos Florais  
RJCNB- Regime Jurídico de Conservação da Natureza e da Biodiversidade  
RN- Recursos de Nidificação  
SE- Serviços de Ecossistema  
TEEB- The Economics of Ecosystem and Biodiversity  
UE- União Europeia  
WRI- World Resources Institute  
ZEE- Zona Económica Exclusiva

## Índice

<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	<b>II</b>
<b>RESUMO</b> .....	<b>III</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>IV</b>
<b>ÍNDICE DE TABELAS</b> .....	<b>VI</b>
<b>LISTA DE ABREVIATURAS E ACRÓNIMOS</b> .....	<b>VII</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
1.1 ENQUADRAMENTO E RELEVÂNCIA DO TEMA.....	1
1.2 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO.....	3
1.3 ESTADO DE ARTE.....	3
1.3.1 <i>Definição e Enquadramento do Conceito de Serviços de Ecossistema</i> .....	4
1.3.2 <i>Definição e Enquadramento do Conceito de Polinização</i> .....	8
1.4 IMPACTES DA DIMINUIÇÃO DE POLINIZADORES.....	13
1.5 CARTOGRAFIA E AVALIAÇÃO DOS SERVIÇOS DE ECOSISTEMA .....	18
1.5.2 <i>A Vulnerabilidade à Ausência do Serviço de Polinização</i> .....	21
1.5.3 <i>Aplicação de Buffers</i> .....	22
1.5.4 <i>Probabilidade de Visita</i> .....	22
1.5.5 <i>Função de Produção Agrícola</i> .....	22
1.5.6 <i>Abordagem de Lonsdorf</i> .....	23
1.6 TIPOS DE ABORDAGEM NA AVALIAÇÃO DO SERVIÇO DE POLINIZAÇÃO .....	25
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<b>27</b>
<b>3. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>27</b>
3.1 MODELO ESTIMAP- ECOSYSTEM SERVICES MAPPING.....	27
3.2 MODELO INVEST .....	31
3.3 ÁREA DE ESTUDO - ILHA TERCEIRA ARQUIPÉLAGO DOS AÇORES, PORTUGAL.....	35
3.3.1 <i>Caracterização Biofísica da Ilha Terceira</i> .....	36
3.3.1.1 <i>Clima</i> .....	36
3.3.1.2 <i>Geologia e Recursos Hídricos</i> .....	38
3.3.2 <i>Solos e Capacidade de Solos</i> .....	39
3.3.2.1 <i>Ocupação e Uso do Solo</i> .....	39
3.3.3 <i>Ordenamento do Território</i> .....	43
3.3.3.1 <i>Áreas Protegidas</i> .....	43
3.3.4 <i>Socioeconomia</i> .....	45
3.3.4.1 <i>População</i> .....	45
3.3.4.2 <i>Atividades económicas</i> .....	46
3.4 CARTOGRAFIA DO SERVIÇO DE POLINIZAÇÃO DA ILHA TERCEIRA .....	47
3.4.1 <i>Potencial de Recursos Florais e de Nidificação</i> .....	47
3.4.1.1 <i>Carta de Usos e Ocupação do Solo</i> .....	49
3.4.1.2 <i>Ocupações Agrícolas</i> .....	49
3.4.1.3 <i>Galeria Ripícola</i> .....	49
3.4.1.4 <i>Beiras de Estradas</i> .....	50
3.4.1.5 <i>Áreas Florestais</i> .....	50
3.4.1.6 <i>Atribuição das Ponderações</i> .....	50
3.5 APLICAÇÃO E COMPARAÇÃO DOS MODELOS ESTIMAP E INVEST NA ÁREA DE ESTUDO .....	52
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>53</b>
4.1 ABUNDÂNCIA DE POLINIZADORES E POTENCIAL DE POLINIZAÇÃO .....	53
4.2 ANÁLISE E COMPARAÇÃO DA ABUNDÂNCIA RELATIVA DE POLINIZADORES .....	55
4.3 ANÁLISE E COMPARAÇÃO DO POTENCIAL RELATIVO DE POLINIZADORES.....	59

5.	INTEGRAÇÃO DO SERVIÇO DE POLINIZAÇÃO NA GESTÃO E PLANEAMENTO TERRITORIAL ...	64
6.	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	76
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	78
8.	LEGISLAÇÃO CONSULTADA.....	82
9.	REFERÊNCIAS WEBGRÁFICAS.....	82
10.	ANEXOS.....	84

## 1. Introdução

### 1.1 Enquadramento e Relevância do Tema

A investigação nos serviços de ecossistema tem registado um aumento constante na última década (Holland et al., 2017). De entre os vários serviços de ecossistema existentes, os mais investigados são os abrangidos pela regulação, destacando-se o controlo de pragas com 55% dos estudos e a polinização com 30% dos estudos, como se pode observar através da figura 1.1 (Holland et al., 2017).

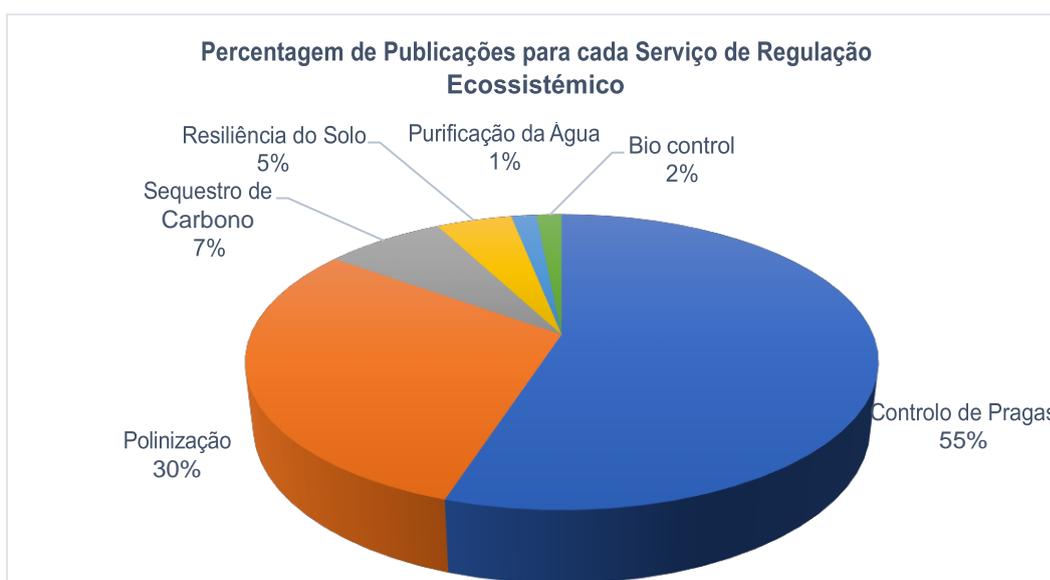


Figura 1.1. Percentagem de publicações para cada serviço de regulação ecossistémico. Fonte: Holland et al.,(2017).

Como em qualquer outra temática, nem todos os países membros da União Europeia (UE), apresentam o mesmo padrão de investigação no que diz respeito a esta temática, tal como se pode observar no anexo 1.

Um marco importante na investigação dos Serviços de Ecossistema é o Millennium Ecosystem Assessement (MAE, 2005), onde se generalizou, o interesse na investigação e quantificação dos serviços de ecossistema, nomeadamente os serviços agrícolas, principalmente em habitats semi-naturais, onde o potencial é considerado bastante relevante para os serviços de ecossistemas (Vihervaara et al., 2010; van Zante et al., 2014).

Este conceito está em grande medida inerente aos contributos (bem-estar) que fornece à Humanidade (TEEB, 2010), embora a sua importância vá muito além, isto porque, proporciona habitats e recursos essenciais para os agentes de controlo biológico e de polinização, entre outros serviços extremamente relevantes (Landis et al., 2000; Holland et al., 2016).

Como forma de aprimorar o controlo biológico, nomeadamente nos habitats semi-naturais, os países membros da UE foram obrigados desde 2014, a adotar os princípios da Gestão Integrada de Pragas, tendo em consideração o Uso Sustentável da Diretiva (2009/128/CE).

Surge assim, associada à conservação do uso do solo, a polinização, que são considerados os fatores mais importantes que asseguram os serviços de ecossistema nos habitats semi-naturais.

É indiscutível que a polinização é uma interação ecológica particularmente importante nos ecossistemas terrestres, uma vez que é responsável pela produção da maioria das plantas por sementes, sendo também importante na diversidade evolutiva das plantas e dos polinizadores.

A questão de quantas espécies são necessárias para apoiar o funcionamento do ecossistema, tem ocupado um grande número de ecologistas ao longo dos últimos 20 anos.

Se alguns estudos revelam que, a presença de uma espécie dominante tende a reduzir o número de espécies necessárias para assegurar o funcionamento do ecossistema, outros estudos revelam que a alternância de espécies dominantes, ou seja, a substituição de uma espécie por outra ao longo do espaço e do tempo, pode aumentar o rendimento do ecossistema.

Winfree et al., (2018) através do seu estudo vem contrariar os estudos até então efetuados referentes à importância das comunidades dominantes. Verificou que, todas as espécies eram necessárias para fornecer o serviço de polinização, independentemente da sua abundância, dado que apresentam uma pequena contribuição para atingir o limiar. O seu estudo foi executado propriedade a propriedade, mostrando assim o quão importante todas as espécies são (figura 1.2).

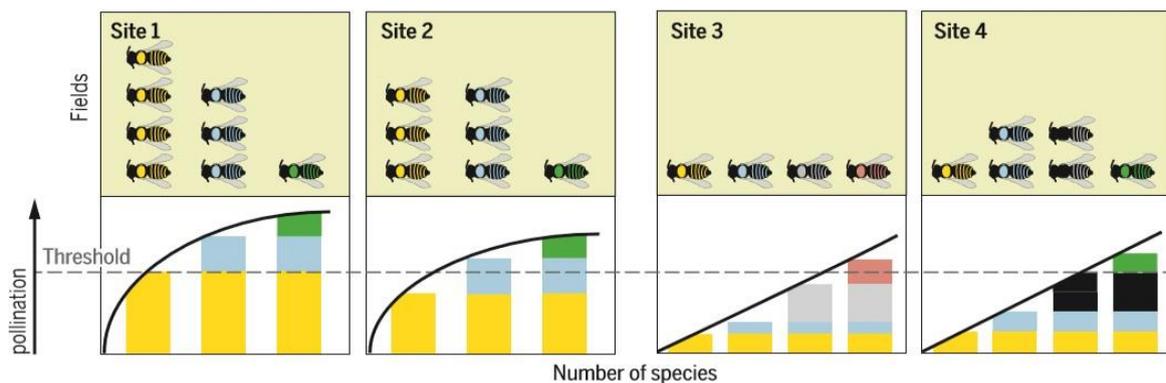


Figura 1.2. Nos Locais 1 e 2 para que o limiar de polinização seja ultrapassado são apenas necessárias uma ou duas espécies, respetivamente. Nos locais 3 e 4 para que esse mesmo limiar seja ultrapassado é necessário, devido à sua menor abundância, que existam mais espécies. Fonte: Kremen (2018).

A necessidade crescente de proceder a mudanças substanciais na gestão da biodiversidade em paisagens agrícolas, quer para os serviços de polinização, quer para as outras funções e serviços que suportam a produção agrícola do ecossistema, é indiscutível.

Estes são alguns dos fatores que tornam este tema pertinente e ao mesmo tempo fascinante, uma vez que a Humanidade deve perceber que tem de saber lidar, adaptar, valorizar e aproveitar o que a natureza, por si só, oferece. São estas áreas com potencial para estes serviços de ecossistema, que devem ser conservadas e preservadas através dos mais diversos mecanismos, como neste estudo se pretende demonstrar.

## 1.2 Estrutura da Dissertação

Esta dissertação encontra-se estruturada em cinco capítulos:

1. Estado de Arte
  - A. Definir e enquadrar o conceito de Serviço Ecosistémico;
  - B. O conceito de polinização e a sua importância;
  - C. Descrição dos modelos a utilizar para cartografar e avaliar este serviço ecossistémico.
2. Pesquisa de informação geográfica e alfanumérica da área de estudo para a sua caracterização e construção do projeto SIG.
3. A aplicação dos modelos ESTIMAP (1) e INVEST (2) para a cartografia e avaliação do potencial do serviço de polinização por insetos na ilha Terceira (Açores).
4. Análise comparativa e discussão dos resultados da aplicação dos métodos ESTIMAP (1) e INVEST (2) para a cartografia e avaliação do potencial do serviço de polinização por insetos na ilha Terceira (Açores).
5. Desenvolvimento de uma proposta de integração da cartografia de avaliação do potencial de serviço de polinização por insetos no sistema de apoio à decisão em Gestão Territorial em pequenas ilhas oceânicas (Região Autónoma dos Açores).

## 1.3 Estado de Arte

Neste capítulo serão apresentadas as definições e abordagens que são a base do presente estudo. Torna-se assim essencial enquadrar e definir o conceito de Serviços de Ecossistemas (SE), bem como o conceito de Serviço de Polinização.

Para uma perceção da evolução e relevância desta temática será realizada uma revisão literária, de forma a chegar ao estado atual do conhecimento e das várias abordagens para a avaliação deste serviço. Dado o objetivo do estudo a presente revisão bibliográfica torna-se relevante, uma vez que é a fase inicial para a seleção dos métodos a utilizar no decorrer do estudo.

A história e evolução dos SE ao longo dos últimos anos torna-se um ponto-chave para a perceção do quão essenciais são os ecossistemas e as implicações que surgem com a sua destruição ou alteração.

O conceito do serviço de polinização surge enquadrado com os SE, de acordo com a sua categoria definida pela CICES, a sua importância enquanto SE e os possíveis impactos que podem afetar o seu funcionamento.

### 1.3.1 Definição e Enquadramento do Conceito de Serviços de Ecossistema

Os serviços de ecossistemas podem ser definidos como os benefícios e as contribuições da estrutura e função do ecossistema (em combinação com outros insumos) para o bem-estar da Humanidade. Isso implica que, a humanidade é fortemente dependente do bom funcionamento dos ecossistemas e do capital natural que é a base para um fluxo constante dos SE da natureza para a sociedade (JRC, UE, 2012).

Foi nas décadas de 1970 e 1980, que as preocupações ecológicas foram expressas em termos económicos (capital natural), de forma, a enfatizar a dependência social dos ecossistemas e alertar a sociedade e o interesse público para a conservação da biodiversidade.

A origem do termo, “serviços de ecossistemas” remonta ao ano de 1981, embora este conceito tenha sido relegado para segundo plano, pelo debate sobre o desenvolvimento sustentável. A sua crescente notoriedade remonta aos anos de 1990, com a integração dos SE na literatura científica e com uma atenção redobrada no seu valor económico, como é salientado por Costanza et al., (1997). Existem ainda vários SE, que dificilmente são abordados na literatura científica devido à falta de informação de base (Field et al., 2009; Harrison et al., 2010; Lake et al., 2011). Tem-se verificado que, na última década, o interesse pelos SE tem crescido substancialmente (Nelson e Daily 2010; Seppelt et al., 2011).

Esse interesse, desencadeado pela crescente consciencialização dos benefícios proporcionados pelos ecossistemas naturais e semi-naturais, foi em inúmeras ocasiões subestimado na tomada de decisões (Helliwell, 1969; Odum, 1972).

Destaca-se neste período a publicação de Costanza et al., (1997), que tentou estimar o valor económico global do capital natural e dos serviços de ecossistemas. Associado à elaboração desse cálculo, surgem as críticas de atribuição de valores monetários à natureza, que dependem da preferência e relevância dada por cada indivíduo aquando da sua valorização. Os serviços de ecossistemas tendem assim, a cair nas categorias de serviços públicos puros.

Isso significa que eles tendem a não ter nenhum direito de propriedade de produtores, estruturas ambíguas e outros custos proibidos de transação (Sternberg, 1996). O facto dos serviços de ecossistemas não terem um valor de mercado, tal como acontece com o capital manufacturado, tem conduzido a decisões insustentáveis na preservação dos recursos naturais (Costanza et al., 1997).

Com vista ao reforço do publicado em Costanza et al., (1997), surge o estudo *Millennium Ecosystem Assessment* (MAE, 2005), que decorreu entre 2001 e 2005, com o objetivo de avaliar as consequências das mudanças no ecossistema, e as repercussões no bem-estar humano. Foram estudadas as condições e as tendências no ecossistema, bem como os serviços que prestam e as opções para restaurar, conservar ou melhorar o uso sustentável dos ecossistemas.

A grande degradação ecossistêmica verificada neste estudo, remete para a 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 (MAE, 2005). É referido pelo *World Resources Institute* (WRI, 2001) pelo *Millennium Ecosystem Assessment* (MAE, 2005), que os ecossistemas naturais estão a diminuir e SE estão a ser usados de forma insustentável em todo o Mundo.

A consciencialização deste problema e a necessidade de salvaguardar os SE, levou ao estabelecimento de novas políticas, bem como a um posicionamento desta temática, como um foco de intensa pesquisa e de atenção nas políticas mundiais.

Na sequência deste estudo, surge a iniciativa internacional “*The Economics of Ecosystem and Biodiversity*” (TEEB), onde foi possível aos decisores reconhecer e demonstrar os benefícios económicos intrínsecos à biodiversidade e os custos inerentes à sua degradação. Permitiu assim, que a atribuição de um valor económico aos serviços de ecossistema simplifique a sua incorporação em contextos de decisão política e económica. Esta iniciativa foi adotada pela UE, constando na sua Estratégia para a Biodiversidade 2020, como a 5ª Ação, onde é exigido aos “Estados-Membros (...) mapear e avaliar o estado dos ecossistemas e os seus serviços no seu território nacional até 2014, avaliar o valor económico de tais serviços e promover a integração desses valores em sistemas de contabilidade e de informação a nível nacional e da UE até 2020” (Comissão Europeia, 2011), ver figura 1.3. A Estratégia da União Europeia, para a meta 2, visa manter e melhorar os SE até 2020, através da criação de infraestruturas verdes e restaurar, pelo menos 15%, dos ecossistemas degradados (Comissão Europeia, 2011a). Estes esforços globais de conservação da biodiversidade propiciam um potencial de oferta de benefícios económicos para a Humanidade, associados aos SE.

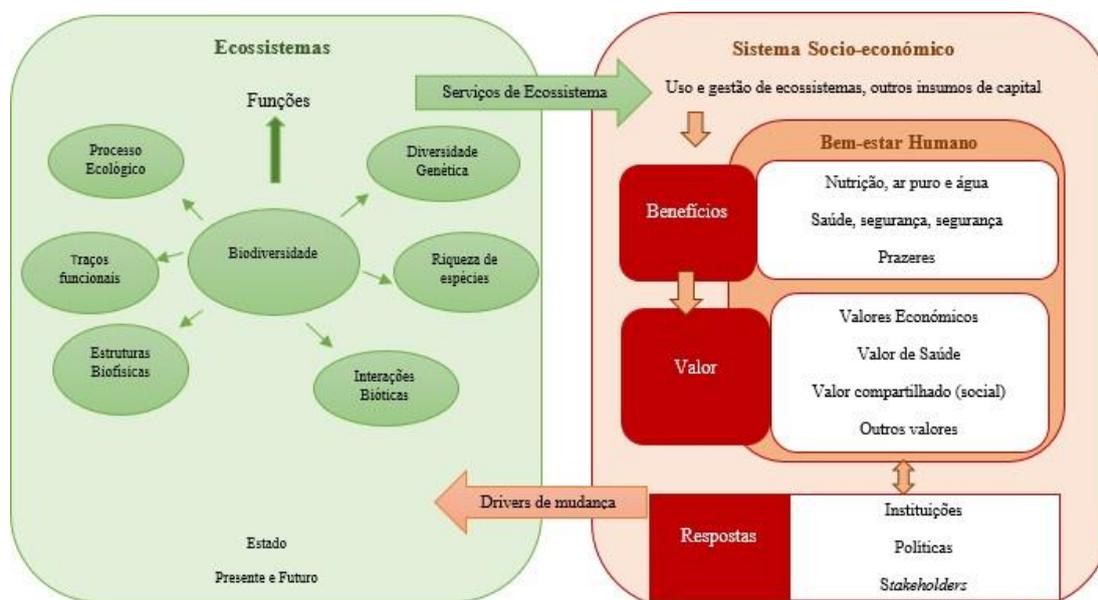


Figura 1.3. Quadro conceitual da UE para as avaliações ambientais nacionais, no âmbito da 5ª Ação da Estratégia da Biodiversidade da UE para 2020. Fonte: Maes et al. (2016).

Devido às várias definições e propostas de categorização dos SE, torna-se imprescindível categorizá-las, de forma a uniformizá-las para assim facilitar a comunicação e utilização do conceito. Segundo o sistema de classificação da *European Environment Agency* (EEA), a *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES), os serviços de ecossistemas dividem-se em três categorias (tabela 1):

- Serviços provisão;
- Serviços de regulação;
- Serviços Culturais.

Tabela 1.1 CICES- Estrutura básica e relacionamento das classes para classificação TEEB

Tema CICES	Classe CICES	Categorias TEEB			
Provisão	Nutrição	Comida	Água		
	Materiais	Matéria-prima	Recursos Genéticos	Recursos Medicinais	Recursos Ornamentais
	Energia				
Regulação e Manutenção	Regulação de Resíduos	Purificação do Ar	Tratamento de água (purificação da água)		
	Regulação de Fluxo	Prevenção ou Moderação de Perturbações	Regulação dos Fluxos de Água	Prevenção de Erosão	
	Regulação do Ambiente Físico	Regulação Climática (sequestro de carbono)	Manter a Fertilidade do Solo		
	Regulação do Ambiente Biótico	Proteção do Pool Genético	Manutenção do Ciclo de Vida	Polinização	Controlo Biológico
Cultural	Simbólico	Informação para o desenvolvimento cognitivo			
	Intelectual e experiencial	Informação Estética	Inspiração para a cultura, arte e <i>design</i>	Experiência Espiritual	Recreação e Turismo

Fonte: Hines-Young e Potschin (2011).

De acordo com esta classificação, o SE referente à polinização, é definido como um serviço de regulação.

Tendo em consideração os serviços prestados pelo ecossistema, estes podem ser avaliados em quatro etapas, como se pode observar na figura 1.4.

A primeira etapa corresponde à seleção do ecossistema ou área que se pretende valorar. Na etapa seguinte (etapa 2), procede-se à categorização dos SE, passando posteriormente para a sua valorização (etapa 3). Esta valorização depende muito da opinião do sujeito, existindo 4 tipos de valorização. De acordo com o serviço analisado, e tendo em consideração que este é um SE de regulação, existem 2 tipos de valorização: o valor de uso indireto e o valor de opinião.

A interdisciplinaridade inerente a estes serviços de ecossistema e as suas interações com outros sistemas, como é o caso dos socioeconómicos e políticos, têm tido cada vez mais relevância. O modelo de cascata é exemplo da interligação entre os serviços de ecossistema e a socioeconomia.

O modelo de cascata dos SE é um conceito útil para enquadrar a avaliação espacial, a qualidade ecossistêmica e os benefícios dos SE.



Figura 1.4 Estrutura de Avaliação do Ecosistema. As setas sólidas representam as relações entre os diversos elementos, enquanto as setas tracejadas identificam os principais passos no processo de avaliação do ecossistema. Fonte: Hein et al., (2006).

A figura 1.5, liga a biodiversidade dos ecossistemas ao bem-estar humano através do fluxo de SE. Os ecossistemas fornecem a estrutura e processos que sustentam as suas funções, que são definidas como a capacidade ou potencial de fornecer os serviços necessários.

Estes serviços são derivados de funções do ecossistema e representam o seu fluxo em relação aos benefícios e valores que proporcionam. Assim, e de acordo com o representado na figura 1.5, apresentam-se categorizadas as funções de cada serviço potencialmente útil para o Homem, inteiramente relacionadas com os benefícios e bens associados.

Apesar da crescente importância dos SE, existe ainda a necessidade de se desenvolver este tema e torná-lo cada vez mais perceptível. Isto porque, na literatura recente ainda se associa o conceito de SE ao termo valor, no sentido monetário, colocando-se de lado as inúmeras contribuições ecossistêmicas e biológicas para a sociedade. Esta crescente notoriedade pode também estar associada ao desenvolvimento das tecnologias SIG, que em muito têm contribuído para a espacialização e percepção dos fenómenos.

Associado a este crescimento e à atenção política para os SE, torna-se necessário que exista um aumento na qualidade e quantidade de métodos de valorização do conhecimento, do rigor, transparência e segurança na contabilização, modelação e cartografia, para que os SE se possam tornar um *mainstream*, compreendidos globalmente.

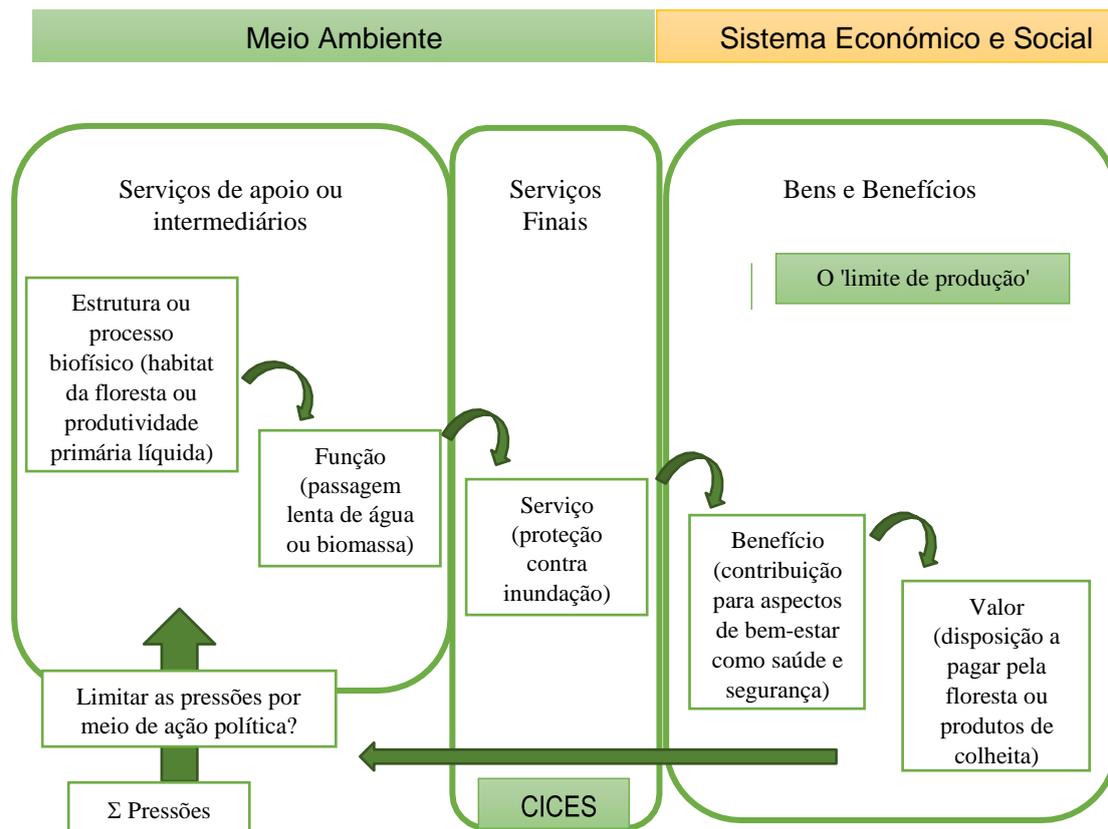


Figura 1.5 Modelo de Cascata para os SE. Fonte: Haines-Young e Potsching (2013).

### 1.3.2 Definição e Enquadramento do Conceito de Polinização

A polinização propriamente dita, é o processo pelo qual as células reprodutivas masculinas dos vegetais superiores (grãos de pólen) são transferidas das antenas das flores onde são produzidas, para o recetor feminino (estigma) da mesma flor, ou de outra flor da mesma planta, ou ainda de outra planta da mesma espécie (Freitas, 1995). Este processo é fundamental para que os grãos de pólen germinem no estigma da flor e fecundem os óvulos, dando assim origem às sementes, e assegurando a próxima geração de plantas daquela espécie.

Este processo pode ser realizado por fatores abióticos, como o vento, a água e a gravidade ou por fatores bióticos, como os insetos (e.g. abelhas, vespas, sirfídeos e borboletas) e animais vertebrados (e.g. aves e morcegos) (Kevan, 1999; Klein et al., 2007; Kremen et al., 2007).

A polinização constitui um fenómeno essencial para a manutenção da biodiversidade e é imprescindível para o desenvolvimento de muitas espécies, nomeadamente, a polinização biótica. Paulino (2005) refere que, os insetos e as plantas constituem seres vivos essenciais para a manutenção da vida no Planeta. Menciona ainda que, as plantas, para além de serem fornecedoras de oxigénio, são as principais fontes de matéria orgânica, que de forma direta ou indireta nutrem os ecossistemas.

São estas relações entre os diversos seres vivos que, proporcionam um equilíbrio ecológico. Os polinizadores detêm um papel muito importante na estabilidade e funcionamento de várias cadeias alimentares (Potts et al., 2016; Senapathy et al., 2015). De entre os vários agentes polinizadores, os mais abundantes são os insetos, uma vez que estabelecem frequentemente com as plantas uma relação mutualista.

Com a ausência dos agentes polinizadores, muitas plantas não conseguiriam reproduzir-se, podendo causar assim, grandes impactos, nomeadamente nos recursos alimentares (e.g. pólen, néctar e outras recompensas) (Ollerton et al., 2011).

A Humanidade depende de certa forma, diretamente desta interação, dado que, tal como se mencionou anteriormente, uma parte significativa da agricultura depende da existência de polinizadores (Hanley et al., 2005; Klein et al., 2007; Aizen et al., 2009). As culturas agrícolas são responsáveis por cerca de 35% do volume de produção mundial (Klein et al., 2007), e responsáveis por cerca de 40% do fornecimento de nutrientes no mundo (Eilers et al., 2011).

A estabilidade temporal e espacial da diversidade de polinizadores e serviços de polinização, é importante para a conservação das populações naturais de plantas e animais, bem como para manter a produtividade das culturas previsíveis. As abelhas e outros polinizadores oferecem um contributo valioso para a produção agrícola, proporcionando assim um aumento da quantidade e da qualidade das colheitas (Allen-Wardell et al., 1998).

Manter estes serviços de polinização, exige a conservação e a gestão de recursos suficientes para os polinizadores selvagens dentro da paisagem agrícola. Estes recursos incluem habitats apropriados de nidificação, bem como recursos florais suficientes (ou seja, o pólen e néctar) (Kremen et al., 2007). É importante ter em consideração que existem períodos de floração limitados, que por vezes podem ser incompatíveis com o período de atividade das abelhas, tornando-se importante que exista um conjunto diversificado de recursos florais (Senapathy et al., 2015).

É necessário salientar que a polinização enquanto serviço de ecossistema, neste estudo, diz apenas respeito à componente selvagem, correspondendo à capacidade dos ecossistemas sustentarem as espécies indígenas (Lonsdorf et al., 2009; Lautenbach et al., 2011).

O nível de polinização fornecida numa exploração está diretamente relacionado com o tipo de colheitas, uma vez que a eficácia da espécie está relacionada com o tipo de produção.

Os polinizadores também se movem entre o local de nidificação e os recursos florais (Westrich, 1996; Williams e Kremer, 2007), as suas distâncias em combinação com a localização dos diferentes habitats, afetam diretamente a sua aptidão individual e a manutenção da população e o nível de serviços que fornece às culturas.

A distância máxima de viagem depende da dimensão do corpo de cada espécie (Gathman e Tschardtke, 2012). Assim, as abelhas de maior dimensão conseguem, percorrer distâncias superiores a 1000 m (Goulon e Stout, 2001) enquanto as espécies de menores dimensões, apenas conseguem percorrer distâncias compreendidas entre os 150 m e os 600 m (Gathman e Tschardtke, 2002).

Este facto torna-se alarmante, dado que, estudos recentes constataram que os serviços de polinização das culturas têm diminuído com o crescente isolamento dos seus habitats naturais. O principal fator é a perda ou dissociação de recursos importantes para a alimentação e nidificação (Hines e Hendrix, 2005 ; Potts et al., 2005). Assim, a intensificação da agricultura e a alteração do uso do solo representam uma das maiores ameaças para os ecossistemas (Tilman, 1999; Verde et al., 2005). Esta modificação da paisagem agrícola põe em perigo a biodiversidade, e coloca em risco também a estabilidade dos sistemas de produção alimentar por perturbar as comunidades polinizadoras.

O declínio de insetos em toda a Europa tem despoletado inúmeras preocupações, nomeadamente pela importância do serviço de polinização na agricultura. Alguns dos estudos desenvolvidos acerca desta temática, têm vindo a demonstrar as quebras generalizadas na diversidade de polinizadores selvagens, na Europa.

Apesar do presente estudo ter apenas em consideração as abelhas selvagens, não são apenas estas as comunidades afetadas. As causas do declínio destas comunidades em algumas partes do Mundo, independentemente de serem administradas ou selvagens (Williams et al., 1991; Matheson et al., 1996; Delaplane e Mayer, 2000), encontram-se associadas a fatores como:

- A propagação de pragas, como ácaros parasitas (*Varroa jacobsoni*, *Varroa destructor* e *Acarapis woodi*; Downey e Winston, 2001; Chen et al., 2004), o besouro de pequena colmeia (*Aethina tumida*; Evans et al., 2003) e o parasita microsporidiano *Nosema ceranae* (Higes et al., 2006);
- Uso inadequado de pesticidas e herbicidas (Ingram et al., 1996);
- Envelhecimento da população apicultora na Europa e na América do Norte (apenas para abelhas administradas);
- Preços de mercado mais baixos, para os seus produtos e serviços (apenas para abelhas administradas);
- Alterações climáticas e Incêndios florestais.

Para uma avaliação adequada da importância da polinização animal, para os produtos vegetais, para o fornecimento de alimentos e para as análises económicas da polinização, seria necessário proceder-se a uma revisão global das culturas, considerando os seus sistemas de criação, a sua fauna e o aumento do nível de produtividade, resultante da visita dos polinizadores (Kenyan e Phillips, 2001) - ver anexo 2.

As abelhas selvagens e outros insetos podem polinizar muitas culturas, mas o seu valor para a polinização tem sido negligenciado há séculos. Como os seus serviços são cada vez mais reconhecidos para a agricultura, (Keven e Phillips, 2001; Klein., 2003; Slaa et al., 2006), a administração adequada de agro-ecossistemas locais e a conservação de habitats adequados de polinizadores naturais ou seminaturais nas paisagens circundantes, estão a receber mais atenção.

Existe ainda assim, pouca informação sobre as formas em que a gestão local influencia a polinização agrícola (Richards, 2001). O conhecimento dos recursos do polinizador e dos traços da história da vida é necessário para prever corretamente as prováveis respostas de polinização (Cane et al., 2006).

As abelhas, principalmente da espécie *Apis mellifera*, continuam a ser os polinizadores economicamente mais valiosos de monoculturas no mundo (Mc Gregor, 1976; Watanabe, 1994). O declínio desta comunidade polinizadora, tem alertado os decisores e público em geral, relativamente à sua sustentabilidade (Potts et al., 2010; Senapathi et al., 2015).

Para as culturas europeias, Williams (1994) avaliou as necessidades da polinização para 264 espécies de culturas e concluiu que a produção de 84% delas depende, pelo menos até certo ponto, da polinização animal.

A relação entre a abundância de polinizadores e o rendimento da cultura é equiparada ou equivalente. Esta relação pode assim, ser utilizada para prever o valor económico de polinização ou qualquer outra entrada, com base nas suas combinações relativas para o rendimento da cultura. Através da utilização das funções de produção, estima-se o valor económico da polinização para cada exploração (Williams, 1994).

O desenvolvimento e compreensão por meio de modelos e estudos de campo, de como a estrutura da paisagem influencia os polinizadores e os serviços que prestam, é uma necessidade crítica para a gestão dos SE (Kremen et al., 2007).

Esta questão, tal como já anteriormente referida, não é recente e está abrangida por uma Política Geral de Conservação de Polinizadores, que surge a partir da Convenção de 1992, das Nações Unidas, sobre a diversidade biológica. Mais tarde, em 2000, foi formada uma Iniciativa Internacional de Polinizadores (IPI), e em 2002 o Plano de Ação (POA) (Williams, 2003; Byrne e Fitzpatrick, 2009).

Os principais objetivos do Plano de Ação incluem a monitorização de polinizadores e fatores que os afetam, atualizando a informação taxonómica e aperfeiçoando os valores económicos dos serviços de polinização, promovendo a sua conservação e restauro da diversidade de polinização, nos ecossistemas.

Para uma melhor compreensão dos diferentes processos (socio-económicos e ambientais) que afetam, a condição do ecossistema e o seu vínculo com as atividades humanas, a abordagem DPSIR (Drivers, Pressões, Estado de Conservação, Impacto, Resposta), adotada pela Agência Europeia do Ambiente, torna-se essencial para a avaliação do estado da condição do ecossistema, como se pode observar na figura 1.6.

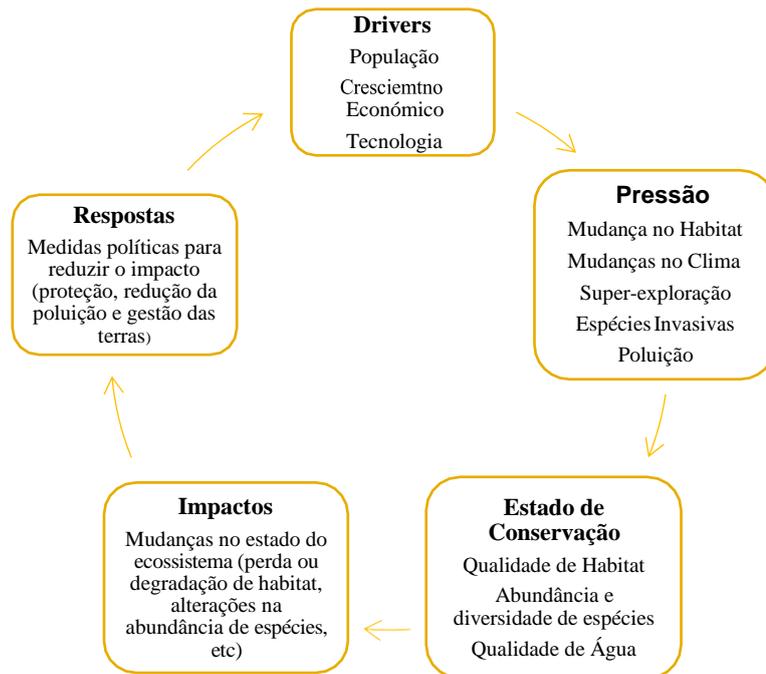


Figura 1.6 Abordagem DPSIR- Quadro de avaliação da condição ecossistémica. Fonte: Maes (2017).

As limitações referentes ao conhecimento deste serviço de ecossistema podem ser superadas através da monitorização sistemática da sua diversidade, e da relação entre os traços florais das culturas e as características dos agentes polinizadores (Breeze et al., 2014).

Os serviços de ecossistema das ilhas apresentam características ecológicas diferentes daquelas que se verificam nos continentes. Os serviços de polinização das ilhas são caracterizados por polinizadores generalistas, ou seja, por insetos que recolhem o pólen e o néctar numa ampla gama de espécies de plantas, quando comparados com os seus semelhantes dos continentes (Olesen et al., 2002; Olesen e Jordano, 2002; Dupont et al., 2003; Philipp et al., 2006). Devido a estas características, os polinizadores das ilhas, tornam-se mais adaptados a competir com espécies invasoras, a sobreviverem à presença de pragas e às transformações nos habitats (Moritz et al., 2005; Paini e Roberts, 2005; Abe, 2006b).

Para uma melhor perceção do processo ecossistémico que envolve a polinização ver esquema do modelo de cascata ilustrado na figura 1.7.

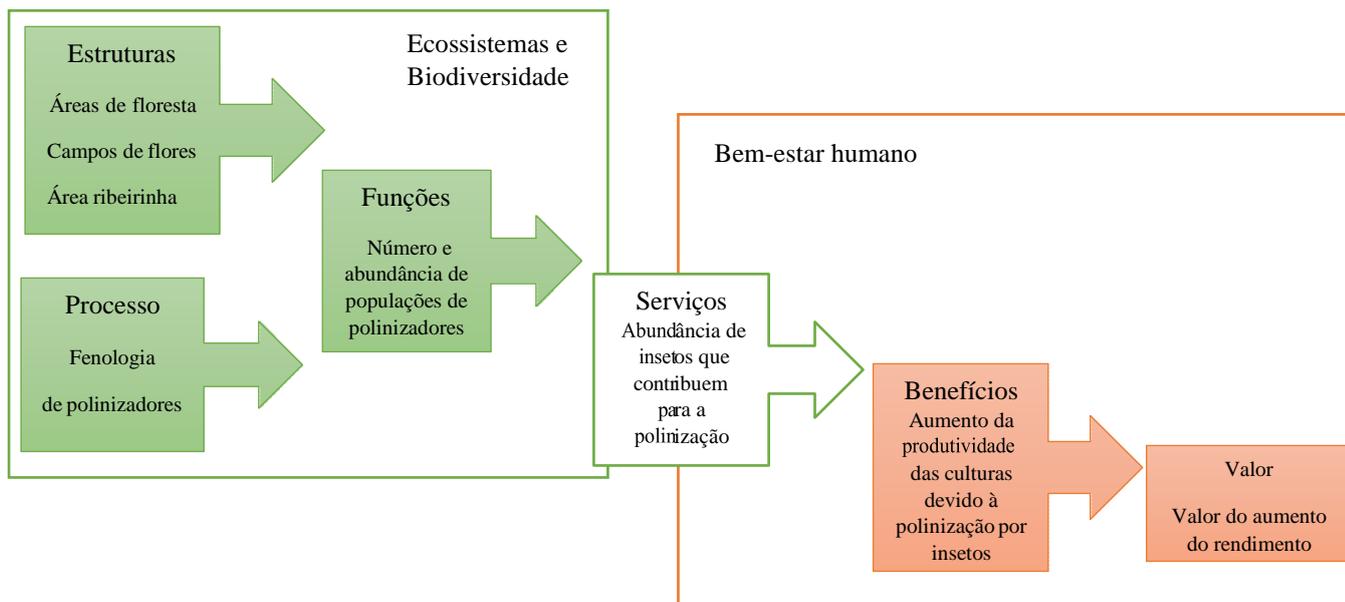


Figura 1.7. Aplicação do Modelo de Cascata em SE -Polinização. Fonte: Maes (2012)

Para a existência de uma abundância de polinizadores é necessário que existam habitats (*Structures*) e recursos suficientes para a realização do serviço (*Processes*). A abundância do serviço depende assim, da quantidade e da diversidade de polinizadores, embora este serviço esteja inteiramente relacionado com as culturas praticadas por cada agricultor, que podem ou não favorecer este serviço de ecossistema. Dependendo do tipo de plantação praticada, encontra-se associado o benefício (*Benefit*) que pode, ou não, corresponder a um aumento da produtividade. Por fim, o valor (*Value*) associado pode ser dividido em duas perspetivas, o valor económico da produção, ou os custos inerentes à ausência deste serviço.

Para que exista um elevado serviço de polinização é essencial existir uma harmonia entre todos estes parâmetros.

#### 1.4 Impactes da Diminuição de Polinizadores

Para a realização deste estudo torna-se, também essencial perceber de que forma se poderão sentir os impactes da diminuição de polinizadores e quais as causas que levam ao despoletar desta situação.

Compreender e identificar o papel dos ecossistemas e as suas ligações com a biodiversidade e as atividades humanas, bem como as pressões que põem em perigo a sua oferta, têm sido o ponto central das recentes pesquisas (MAES, 2005).

Tem-se verificado que, nas últimas décadas, as atividades humanas inerentes ao desenvolvimento industrial e à intensificação agrícola, vêm ameaçando a biodiversidade e a prestação de SE numa escala sem precedentes.

Na tomada de qualquer decisão para reverter estes efeitos é necessário proceder-se a uma catalogação, de forma a ajustar as decisões que se tomam e os esforços necessários para a sua conservação e preservação. É essencial avaliar a taxa de perda de biodiversidade nas diversas escalas geográficas (local, regional e global), e as repercussões que a sua perda pode ter na diminuição da biodiversidade, percebendo os seus impactos na polinização enquanto função ecológica e como serviço de ecossistema.

Os serviços prestados por insetos polinizadores, reforçam a base de outros serviços de ecossistema importantes, e a sua perda teria como consequência, uma limitação de bens para as gerações futuras (Sing e Bakski, 2009).

A diversidade de polinizadores não é fixa no espaço e no tempo, uma vez que não existe uma estrutura biogeográfica do número de polinizadores, nas diversas partes do Mundo. Esta diversidade também varia com a latitude e com os continentes, permitindo conhecer e perceber a história evolutiva das diversas espécies de polinizadores no Mundo.

De acordo com os diversos estudos que recaem sobre esta temática, pode dizer-se que a diversidade de polinizadores segue o padrão esperado, no que diz respeito ao aumento da sua riqueza com a latitude. Assim, é nos trópicos que se regista um maior número de polinizadores, uma vez que é nestas latitudes que se encontra uma maior diversidade faunística. Contrariando a correlação existente entre estas variáveis, no que às abelhas diz respeito, alguns estudos demonstram que, os maiores registos de comunidades, não são nos trópicos, mas sim em locais com climas mediterrânicos, secos ou tropicais (Ollerton et al., 2006).

Esta contradição mostra que os tipos de polinização variam consoante as suas necessidades e características, das comunidades polinizadoras, daí a necessidade da sua catalogação. De acordo com os atuais conhecimentos, a polinização biótica, enquanto função ecológica, pode ser uma das mais propícias a ser afetada/interrompida em algumas partes do Mundo, uma vez que, estas comunidades são sensíveis a perturbações, tornando-se geograficamente complexo e previsível a sua diminuição, tendo em consideração apenas a variável, latitude (Vizentin-Bugoni et al., 2017).

A diversidade de polinizadores tem registado um aumento em algumas partes do Mundo, devido à introdução de espécies não nativas, nomeadamente de abelhas (Goulson, 2003; Russo, 2016) feita intencionalmente, para melhorar a polinização das várias culturas, ou de forma acidental. Esta introdução acarreta mudanças no ecossistema onde é realizada, mas também modificações nas características genéticas da própria espécie, (como se pode observar na figura 1.8), nomeadamente a sua maior capacidade de resistência a determinadas circunstâncias, quer no ecossistema, quer a nível das alterações climáticas.

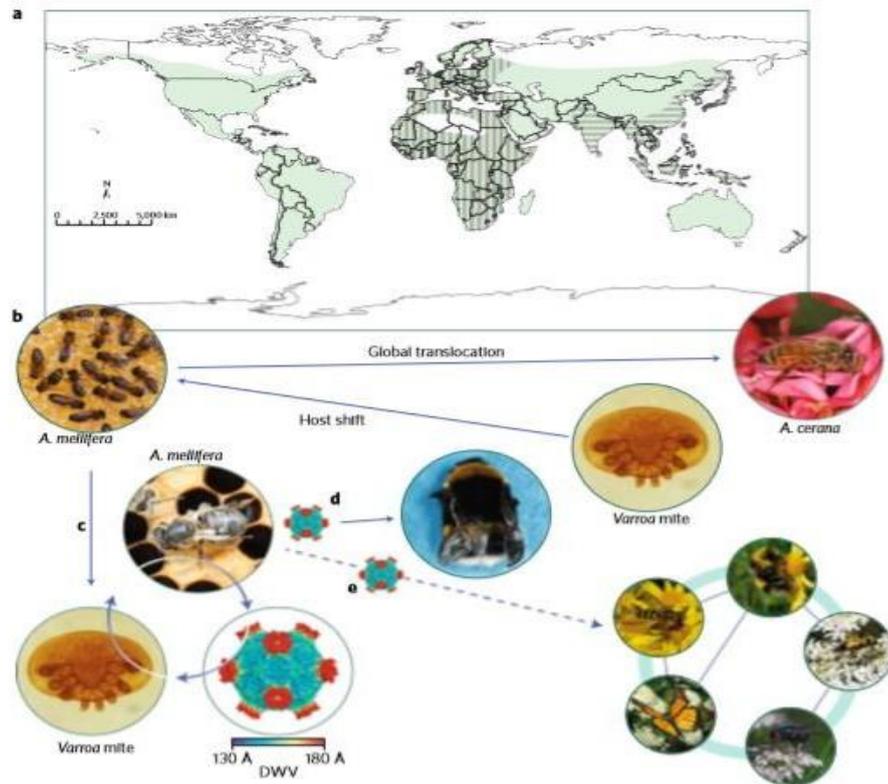


Figura 1.8 Interações entre os polinizadores nativos e os polinizadores introduzidos e a forma como as plantas nativas transformam e mantêm a polinização em ecossistemas extremamente modificados. Fonte: Vanbergen e Aizen (2018).

Em algumas ilhas oceânicas os registos revelam que as espécies introduzidas superam os polinizadores nativos (Weissmann et al., 2002).

Os efeitos ecológicos da introdução de espécies não nativas podem variar, desde o aspeto negativo da sua inclusão, a terem um impacto positivo. Variam consoante a espécie e o contexto em que são introduzidos, bem como a densidade de indivíduos que lá são colocados (Russo, 2016).

As abelhas podem adaptar-se às teias de locais de polinização e não apresentarem quaisquer efeitos negativos, pelo menos enquanto se encontrarem em densidades baixas (Watts et al., 2016).

A competição entre polinizadores também existe tal como é mencionado por Hebertsson et al., (2016), embora dependa do tipo de paisagem existente, ou seja, quando a paisagem é simples e homogénea pode verificar-se uma maior competição, ao contrário do que acontece numa paisagem mais complexa e heterogénea. Estas diferentes características tornam-se essenciais para a permanência ou ausência das abelhas nestes ecossistemas.

Os efeitos que advêm da introdução de comunidades não nativas estão dependentes das diversas circunstâncias locais, que podem vir a ser alteradas ao longo do tempo. Assim, a introdução destas espécies neste momento, pode não apresentar quaisquer impactos, mas no futuro pode vir a tornar-se ecologicamente problemático.

Um exemplo de abelhas introduzidas é o da espécie *Bombus terrestris* (presente na área de estudo), que é considerada em diversas partes do Mundo como não nativa (Dafni et al., 2010). A presença desta espécie tem implicado a perda de espécies nativas do género *Bombus* (Morales et al., 2013).

Os seus impactes preocupam os ambientalistas, não só pelos efeitos diretos que causa a sua competição, como também pelas doenças que estas abelhas passam para as outras espécies nativas.

O risco causado pela introdução destas espécies pode não ter só fatores negativos associados. Quando nos deparamos com um ecossistema que contem algumas espécies faunísticas ameaçadas, são estes polinizadores que auxiliam a sua reprodução e não os polinizadores nativos.

Como já anteriormente referido, estas comunidades variam no espaço e no tempo, pelo que algumas mudanças na sua expansão ou retração podem ocorrer de forma natural e estar associadas a diversas alterações como os recursos e o clima.

As expansões dos polinizadores não deveriam surpreender a comunidade científica, uma vez que, quer as abelhas rainhas, quer os abelhões podem deslocar-se por longas distâncias, compreendidas até às dezenas de quilómetros em águas abertas (Mikkota, 1984).

As causas antropogénicas têm sido invocadas como o principal fator que leva à diminuição do alcance de voo natural das espécies, o que não se torna totalmente correto de acordo com o registo fóssil, pois as espécies vão e vêm ao longo das diversas regiões de acordo com uma escala temporal.

As causas do declínio da biodiversidade de polinizadores, embora bastante discutidas, recaem sobretudo sobre as alterações de uso e ocupação do solo (Bartomeus et al., 2013; Goulson et al., 2015a), embora não tenham em consideração os pesticidas, as mudanças climáticas e as doenças, entre outros (Goulson et al., 2015a) – como se pode observar na tabela 2.

É importante realçar a forte correlação positiva entre o número de espécies de plantas encontradas e o número de visitantes florais associados.

Rasmont et al., (2015) menciona a inadequação do clima, principalmente no que diz respeito ao sul da Europa (onde se inclui a área de estudo), como causa para que, em 2050, exista apenas uma espécie de abelhas com potencial de polinização para os frutos e sementes, quer sejam em plantas cultivadas, quer em plantas selvagens.

Tabela 1.2 Efeitos potenciais sobre os insetos polinizadores e serviços de polinização

Tipo de Impacte	Efeitos Potenciais sobre os Insetos Polinizadores e Serviços de Polinização	
	Efeitos Diretos	Efeitos Indiretos
Ocupação do uso do solo e a sua transformação	Perda de habitats naturais e semi-naturais o que significa, a perda de locais de nidificação favoráveis e de recursos alimentares. Os polinizadores tendem a permanecer em fragmentos isolados, que atuam como barreiras para o gene floral e subsequentemente originam a perda de riqueza de espécies e de abundância de polinizadores.	-Extinção local de espécies, que consequentemente gera uma taxa inferior de visita de plantas em áreas fragmentadas, resultando numa polinização deficitária -Homogeneização biótica, que provoca a perda de polinizadores, devido a uma polinização deficitária selvagem com perda de biodiversidade das plantas como consequência da tendência de polinizadores para as monoculturas de campos onde a densidade de recursos é maior que nas margens naturais, resultando na polinização deficitária.
Ecotoxicidade	Ou seja, morte ou colapso de colónias individuais prematuras e potenciais efeitos tóxicos letais, devido a envenenamento por exposição direta a pulverização de pesticidas, poeiras ou por ingestão de pólen e néctar contaminados (por exemplo, perturbação da sua atividade, procura de recursos florais)	Polinização deficitária como resultado da perda de polinizadores
Espécie Exótica Invasiva (espécie de plantas)	Duplo efeito: - A invasão de espécies não nativas que competem com as espécies nativas no que toca à sua polinização. - Facilitação de ambas as espécies à sobrevivência de polinizadores nativos quando os recursos alimentares e a reprodução nativa são escassos	Reduzido sucesso da polinização de efeito positivo de espécies nativas da polinização de plantas nativas. E a origem do potencial para a formação de híbridos, o que pode ter má taxa de germinação e crescimento limitado. Resultando numa polinização deficitária
Espécie Exótica Invasiva (espécie de polinizadores)	A competição por recursos alimentares e locais de nidificação, com a deslocação de organismos nativos para menores distâncias leva a uma quantidade de pólen limitada para o ramo.	Propagação de pragas exóticas e agentes patogénicos que causam infeções que conduzem, em alguns casos à morte; resultando numa polinização deficitária.
Alterações Climáticas	Perda de sincronia (incompatibilidade fenológica) entre a atividade dos insetos polinizadores, podem originar a alteração do tempo de frutificação, mudanças geográficas (migrações) com espécies a perder ou a expandir a sua colónia.	A extinção local das espécies com consequências negativas sobre a estrutura e o funcionamento de sistema de plantas polinizadoras; resultado de deficit na prestação de serviços de polinização de ecossistemas; redução de sucesso reprodutivo e de riqueza de espécies de ambos os polinizadores e plantas (produção reduzida de sementes) relações competitivas entres espécies ou hibridização.
Pragas e Patógenos	Infeções predominantemente reduzindo o crescimento da colónia, interrompendo a atividade fenológica, habitabilidade de orientação e performances Comportamentais	Propagação de outros parasitas, particularmente vírus causadores de infeções secundárias que conduzem em alguns casos à morte, resultando numa polinização deficitária
Poluição	As alterações comportamentais e fisiológicas (por exemplo aumento da agressividade, irritabilidade e hiperatividade, aumento do sinal de tubulação, interrupção da capacidade de habitat, diminuição do crescimento da colónia).	Morte devido a hiperatividade, desorientação e exame prematuro resultado uma polinização deficitária
Culturas Geneticamente modificadas	Os potenciais efeitos tóxicos semelhantes aos causados por exposição a pesticidas, para ingestão de néctar /pólen contendo toxinas (efeito anti-alimentar, a capacidade de aprendizagem reduzida, alteração de atividades	Tendências de plantas geneticamente modificadas para cruzar com plantas nativas sexualmente compatíveis, aumentando o risco de diversidade de plantas extinção resultando na perda de serviços de polinização

Fonte: Crenna et al., (2017).

## 1.5 Cartografia e Avaliação dos Serviços de Ecossistema

Torna-se necessário para uma garantia da continuidade e da estabilidade do serviço de polinização no ecossistema, a identificação e a delimitação das áreas, quer para a conservação quer para o restauro dos ecossistemas, de forma a garantir a sustentabilidade dos polinizadores nativos. A compreensão da distribuição espacial dos polinizadores é imprescindível para a compreensão do contributo dos polinizadores para o ecossistema, embora exista ainda um conhecimento limitado desta área.

Para a delimitação e reprodução cartográfica é necessário perceber que a cartografia é a arte e a ciência de representar dados geográficos, por meios geográficos. Os principais produtos finais do trabalho cartográfico são os mapas, que correspondem a representações gráficas das características de uma determinada área da Terra ou de qualquer outro corpo celestial detalhado em escala (MAES, 2012).

Nas últimas décadas as ferramentas cartográficas evoluíram de forma notável. Esta evolução proporcionou, grandes contributos em diversas áreas, nomeadamente nos SE. A história da cartografia de SE cresceu num curto período, dado que os seus primeiros registos cartográficos datam de 1996. Esta surpreendente evolução está inevitavelmente associada aos progressos de computação, à modelação e aos Sistemas de Informação Geográfica (SIG).

Um mapa, independentemente do seu tipo e da técnica utilizada na sua elaboração, possui sempre, um sistema de coordenadas, uma projeção, uma escala e inclui elementos de mapa específicos. Estes elementos variam com a área geográfica representada e com o *design* do próprio mapa, mas são estas características que contribuem para uma uniformização do mapa e para que o seu leitor consiga perceber o que se encontra representado, em qualquer parte do Mundo.

Os SIG, têm um papel fundamental na evolução da cartografia, isto porque são importantes ferramentas de entrada, gestão, análise e apresentação de dados, e oferecem uma vasta gama de possibilidades para melhorar a compreensão e estrutura de padrões de atividades e fenómenos humanos e naturais (MAES, 2012).

O uso das ferramentas SIG na cartografia de SE, pode ter três abordagens gerais:

- Ferramentas da análise incorporadas em pacotes de *software* SIG;
- Modelos biofísicos aplicados para avaliação de SE;
- Ferramentas de modelação integradas e projetadas especificamente para a avaliação em SE.

A cartografia de SE é essencial para perceber como os ecossistemas contribuem para o bem-estar humano, bem como para apoiar e desenvolver políticas que tendam a minimizar o impacto nos recursos naturais. Os SE estão a tornar-se fundamentais para apoiar os processos de tomada de decisões em diferentes escalas e níveis políticos (MAES et al., 2012; Pagella e Sinclair, 2014).

A cartografia de SE apresenta vários desafios que estão relacionados com a semântica e a sintaxe do mapa (MAES, 2012), tornando-se essencial a uniformização das representações, para uma leitura global dos fenómenos. A cartografia credível e de qualidade, que permita avaliar os SE, é extremamente útil aos *stakeholders* para um bom planeamento e gestão territorial, essencial nas diversas tomadas de decisões.

O conceito de cartografia ecossistémica e avaliação das suas condições tem aplicabilidade em diversas escalas temporais e espaciais, (com elevada precisão) tornando-se importantes para caracterizar os ecossistemas, quer de acordo com as suas condições naturais, quer de acordo com as suas condições físicas e químicas.

Dadas as características pouco simétricas das paisagens, nestas abordagens metodológicas são criadas as métricas para completar a falha existente, entre a estrutura da paisagem e a provisão de SE. Um exemplo de métrica utilizada, é a composição de *pacthes* (unidades homogêneas de uma propriedade). As métricas da paisagem apresentam-se também como um parâmetro significativo, conjuntamente com outros parâmetros. A cartografia de SE é essencial para quantificar e totalizar *stocks* e fluxos de serviços em diferentes escalas espaciais. Aquando da cartografia destes serviços deve ainda ser tidas em consideração a oferta e procura do serviço, para uma perceção dos seus fluxos (MAES, et al., 2016).

De acordo com o referido anteriormente, e dada a importância desta temática, a EU não ficou alheia à questão e na sua Estratégia da União Europeia da Biodiversidade para 2020, requereu aos seus Estados-Membros que produzissem informações que permitam cartografar e avaliar os seus serviços de ecossistema (European Commission, 2010). Uma das metas desta estratégia tem o objetivo de que “(...) que até 2020, os ecossistemas e respetivos serviços sejam mantidos e valorizados mediante a criação de infraestruturas verdes e recuperação de, pelo menos 15% dos ecossistemas degradados” (European Commission, 2011).

Em 2013, foi lançada uma iniciativa da UE sobre o *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* (MAES), com o objetivo de cartografar os SE, através de uma abordagem conceptual, permitindo uma leitura uniformizada das representações. Através desta iniciativa surge uma maior consciencialização dos inúmeros benefícios da natureza e a sua inclusão na tomada de decisões.

A implementação de políticas e a gestão do planeamento da conservação da biodiversidade está dependente da disponibilidade de informações espaciais dos SE (Carenagem et al., 2008). As decisões políticas devem ser baseadas em estimativas fiáveis das tendências atuais e previstas para a oferta deste serviço de ecossistema e o seu valor económico associado, tendo em consideração a sua distribuição espacial.

Neste tipo de mapas é essencial que o detalhe e a precisão sejam elevados para que se consiga capturar os vários SE e as suas particularidades. No entanto, a falta de detalhe ou de informação de base, torna-se um obstáculo à representação deste SE (MAES, et al., 2012). De seguida serão apresentadas algumas das abordagens existentes para a cartografia deste SE, com as suas respetivas características, sendo posteriormente selecionada a abordagem mais adequada à área de estudo.

### 1.5.1 Cartografia e Avaliação do Serviço de Ecossistema Polinização

A avaliação e monitorização dos polinizadores, no que diz respeito à sua diversidade e abundância, é essencial, mas difícil de realizar. Como forma de avaliação do potencial de polinização das diversas áreas e de forma a colmatar as ausências de conhecimento existentes, a cartografia e modelação dos serviços de ecossistema são uma ferramenta fundamental para a percepção do potencial de cada área, mas também necessária para o apoio à gestão e planeamento dos ecossistemas (Zulian et al., 2013a).

Ao longo dos últimos dez anos, têm sido várias as abordagens desenvolvidas para a identificação do potencial de polinização das várias espécies, de acordo com o tipo de vegetação e culturas existentes numa determinada área (Seppelt et al., 2011). A tecnologia SIG ajudou ao avanço e disponibilidade de conjuntos espaciais de dados, quer socioeconómicos, quer biofísicos, que têm reforçado o potencial de aplicação dos diversos exercícios de avaliação ecossistémica (Bateman et al., 2002). Todas as abordagens apresentam formas distintas e complexas, no que toca à sua metodologia, bem como em relação às componentes em que se baseiam, de acordo com o modelo de cascata.

Dada a diversidade de métodos e de metodologias associadas torna-se difícil e complexa a comparação de resultados de um mesmo serviço (MAES et al., 2016), tornando-se essencial a criação de uma abordagem uniformizada para uma leitura e comparação mais precisa e aproximada da realidade.

O modelo de cascata surge como a base para uma abordagem uniformizada em que a partilha da informação e comparação de resultados seja mais facilitada (MAES et al., 2016). No entanto, com a uniformização, deixam de existir as diversas perspetivas de um determinado SE, algo que pode ser essencial, em determinados casos, devido à sua complexidade, capturando alguma fragilidade existente em algum dos métodos utilizados.

Tendo em conta a diversidade de abordagens existentes para diferentes e complementares tipos de representação, de ausência e de presença de agentes polinizadores, serão apresentadas algumas abordagens para que se entenda, qual a que melhor se adequa à área, de acordo com os objetivos do presente estudo, tendo em consideração as características e variáveis utilizadas em cada abordagem.

### 1.5.2 A Vulnerabilidade à Ausência do Serviço de Polinização

Esta abordagem tem em consideração os dados da FAO específicos para cada país, de acordo com os preços da produção e as quantidades de produtos e culturas que dependem ou são beneficiadas com a presença de polinização. Assim, permite estimar qual a parte da produção agrícola que depende da polinização por animais (figura 1.9). São apenas tidos em consideração dois anos (1993 e 2009), devido à conversão e valor da moeda nos vários países.

Para a obtenção dos mapas são tidas em consideração duas variáveis, a estimativa do valor global dos benefícios da polinização e as tendências nos benefícios da polinização. Assim, pode-se verificar que este método se centra na componente socioeconómica do serviço, permitindo apenas verificar os benefícios gerados pela polinização, não tendo em consideração o papel dos ecossistemas no seu fornecimento.

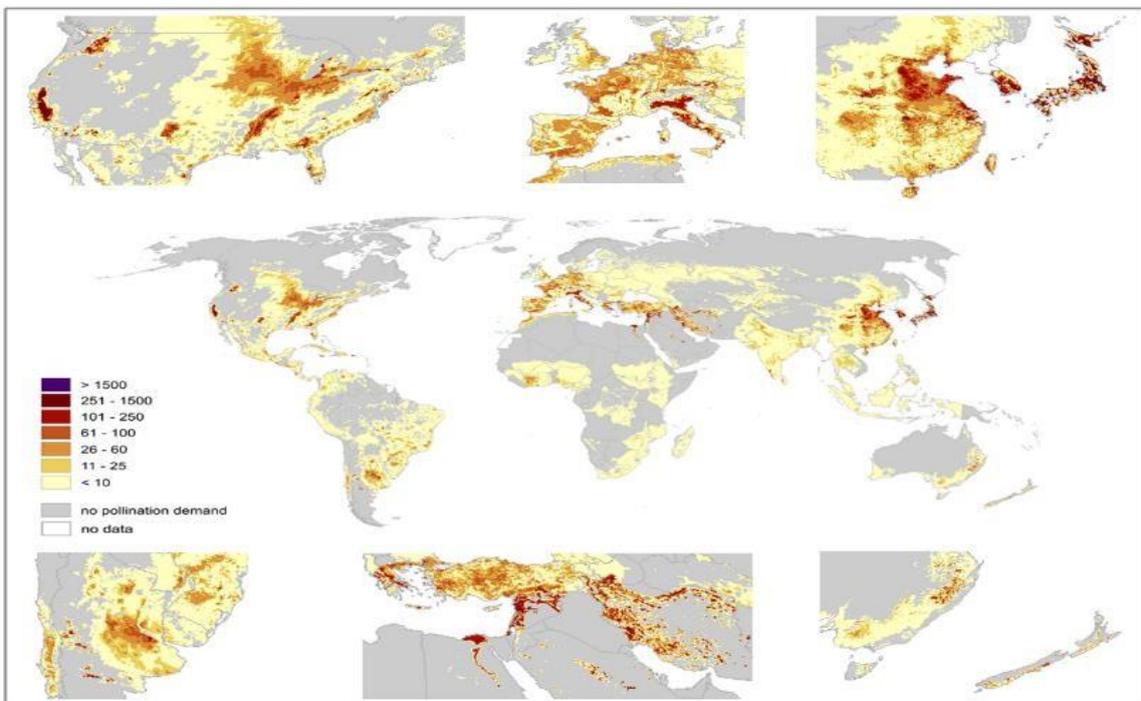


Figura 1.9. Mapa global de benefícios da polinização. Os valores são dados em US \$ por hectare para o ano 2000. Os valores foram corrigidos pela inflação (para o ano de 2009), bem como pelas disparidades de poder de compra.

### 1.5.3 Aplicação de Buffers

Esta abordagem baseia-se na cartografia do fornecimento do serviço através de uma identificação binária dos habitats, que apresentam potencial para sustentar os polinizadores nativos e a criação dos respetivos *buffers*. Através da criação destes *buffers*, foi possível identificar a uma escala global, as áreas agrícolas que são beneficiadas e as áreas que se encontram excluídas do alcance de voo dos polinizadores (figura 1.10).

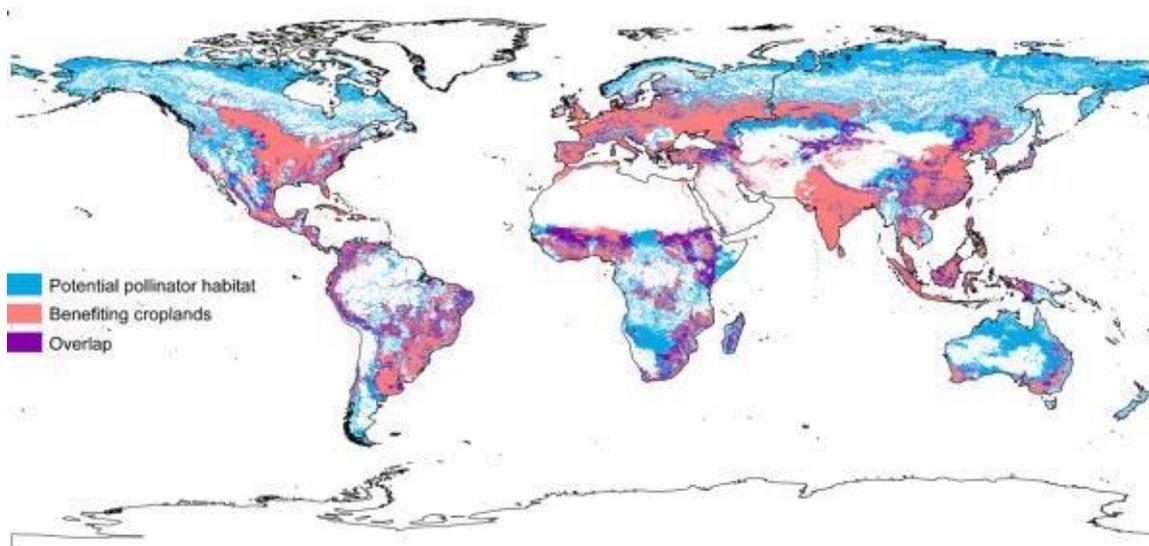


Figura 1.10. Distribuição espacial dos fluxos do serviço de polinização e identificação de áreas onde a oferta coincide com a procura (a roxo) com base na aplicação de buffers. Fonte: Serna - Chavez et al. (2014).

### 1.5.4 Probabilidade de Visita

De acordo com esta abordagem, a probabilidade de visita é calculada tendo como base o mapa dos usos e ocupação do solo (*Corine Land Cover Map*). Para este cálculo é ainda necessário ter em consideração o habitat das espécies e a distância máxima percorrida. De acordo com os *buffers* definidos, e consoante a distância euclidiana entre os habitats e as culturas agrícolas, é normalizado o resultado variando entre 0 e 1, de forma a poder ser comparado com as restantes abordagens. Considera-se assim que, a distância entre o habitat e a colheita estão inteiramente relacionados, uma vez que com o aumento da distância diminui a probabilidade de visita. (Ricketts et al., 2008).

### 1.5.5 Função de Produção Agrícola

Esta abordagem tem em consideração a área de cultivo, tendo em conta a polinização para uma procura elevada, o habitat das abelhas, a probabilidade de visita relacionada com a oferta do serviço, utilizando os dados agrícolas e paisagísticos com elevado detalhe. Este método pretende avaliar a relação entre a visitação e a presença ou ausência de culturas dependentes dos polinizadores (figura 1.11).

É utilizado o mapa de usos e ocupação do solo da UE (*Corine Land Cover Map*) e através deste, é cartografada a área que requer polinização biótica tendo em consideração a procura e o habitat das abelhas e a probabilidade de visitação relacionada com a oferta. Através da análise de correspondência entre os valores do serviço são obtidos melhores resultados (Schulp et al., 2014).

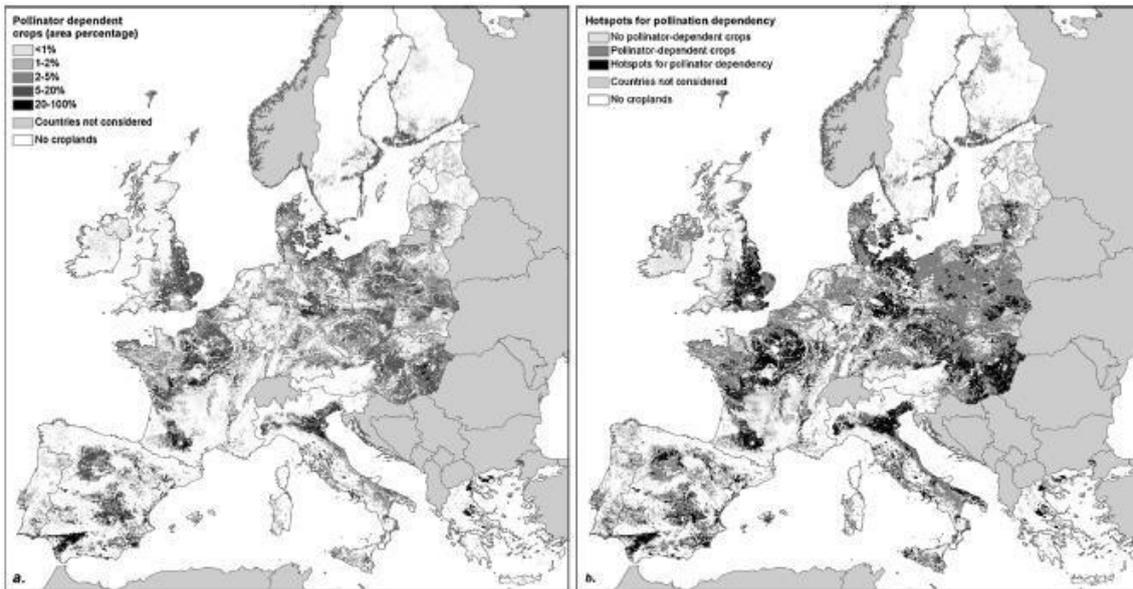


Figura 1.11. Distribuição de culturas dependentes de polinizadores (esquerda) e hotspots de procura de polinizadores (direita). Fonte: Schulp et al., (2014).

### 1.5.6 Abordagem de Lonsdorf

O que distingue esta abordagem das anteriores é o facto de diferenciar a capacidade de diferentes habitats, de proporcionarem diferentes níveis de oferta do serviço. O modelo InVEST é um modelo de acesso livre, com interface gráfico, que se baseia na metodologia desenvolvida por Lonsdorf et al., (2009, 2011).

Esta metodologia é executada de acordo com a introdução de diversos parâmetros, respeitando determinadas regras. Numa primeira fase e após o conhecimento do uso e ocupação do solo, são atribuídas ponderações que variam entre 0 e 1, de acordo com a capacidade de fornecer substratos que se adequem à nidificação das espécies, bem como à capacidade de oferta de recursos alimentares (Lonsdorf et al., 2009; 2011). São ainda tidas em consideração as espécies existentes e o alcance de voo de cada uma. É assim, calculado o potencial de polinização para cada parcela, segundo o índice de abundância de polinizadores e a distância aos habitats (figura 1.12).

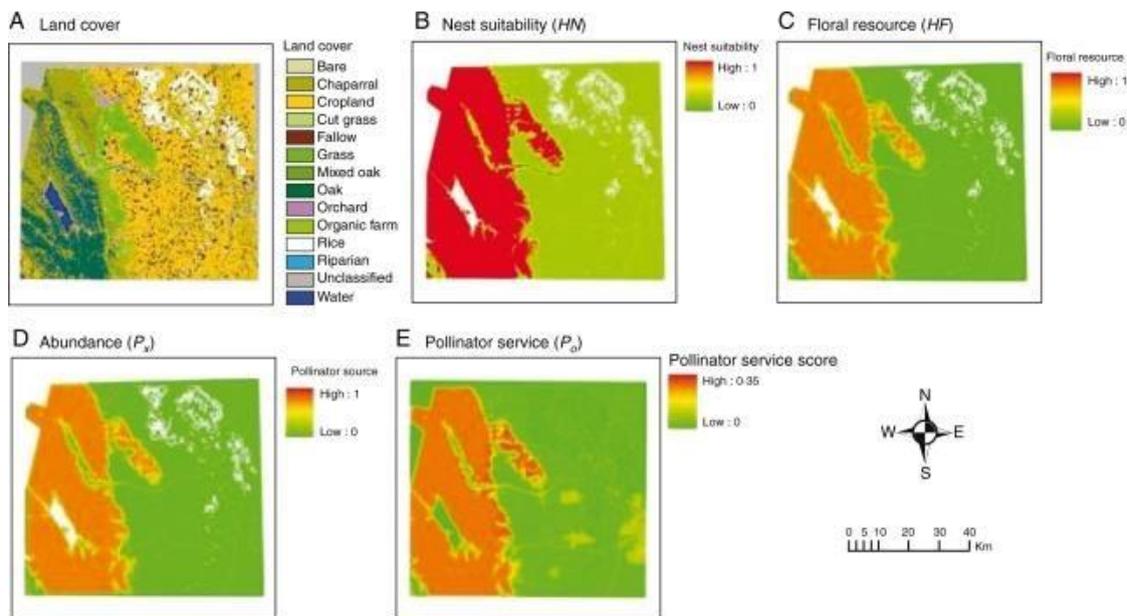


Figura 1.12. Exemplo de resultados do modelo InVEST em Yolo County, Califórnia. O modelo usa dados da ocupação do solo (A), como entrada, que são convertidos em habitat de nidificação (B) e recursos florais (C). A partir disso, gera um mapa de abundância de Polinizadores (D) que descreve a abundância de polinizadores na paisagem. Com base no mapa de abundância, o modelo gera um mapa de serviço de polinizadores em potenciais parcelas agrícolas (E). Fonte: Lonsdorf et al. (2009).

O modelo ESTIMAP, da JRC (*Joint Research Centre*), adaptou o modelo InVEST para que este possa ser aplicado a uma escala continental, com o objetivo de criar um suporte às políticas de estratégia europeias (figura 1.13). Assim, Zulian et al., (2013a,b) acrescenta uma cartografia das florestas, das ocupações agrícolas, das galerias ripícolas, das redes viárias (que sejam consideradas como corredores ecológicos, potencializando o serviço de polinização, bem como as que sejam causadoras de impactes negativos), sempre tendo em consideração a Carta de Usos e Ocupação do Solo e a sua resolução. Acrescenta ainda, relativamente ao InVEST, a componente climática, tendo em consideração a temperatura e a precipitação. Contrariamente ao que ocorre com o InVEST, o ESTIMAP não apresenta uma interface gráfica, é sim executado através de Software SIG.

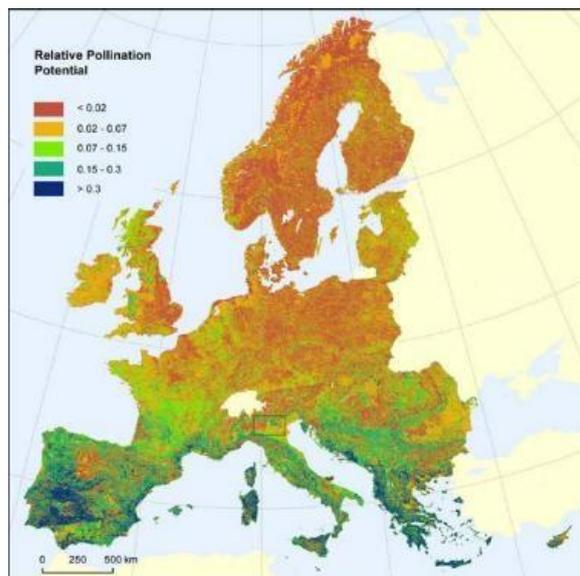


Figura 1.13. Representação dos vários parâmetros do ESTIMAP. Fonte: Zulian et al. (2013b).

Após uma percepção geral dos modelos existentes para a cartografia dos SE, para a elaboração deste estudo apenas serão tidos em consideração e aplicados os modelos ESTIMAP e InVEST.

## 1.6 Tipos de Abordagem na Avaliação do Serviço de Polinização

A cartografia deste serviço de ecossistema torna-se essencial para a sua conservação e estabilidade. Dadas as suas características, a sua precisão e resolução tornam-se essenciais para uma boa representação do serviço, uma vez que só assim se conseguem identificar e delimitar áreas consideradas como essenciais para a manutenção deste serviço. Como acontece com outras representações de serviços, este SE também apresenta fragilidades, que necessitam de ser colmatadas, como a separação entre espécies selvagens e administradas aquando da representação do serviço. Um dos maiores desafios da cartografia deste serviço é perceber o real contributo do serviço em cada área, associado ao contributo que representa na produção agrícola.

Uma forma de percepção da importância deste serviço está associada à ausência do mesmo, dado que muitas das espécies agrícolas produzidas dependem da polinização, o que leva a constatar que se existisse uma ausência do serviço a produção agrícola diminuiria. A existência de espécies florais durante todo o ano que necessitem de polinização são essenciais para a continuidade da espécie num determinado local.

Uma outra questão prende-se com a qualidade, quer do habitat (adequado à espécie), quer das condições do local de alimento, que se tornam essenciais para a manutenção da comunidade num determinado local, associadas à distância que percorrem entre o habitat e o local de alimentação (figura 1.14).



Figura 1.14 Adequação do habitat. Fonte: Wolny (2011).

Na quantificação deste serviço de ecossistema existem duas abordagens, distintas e ao mesmo tempo complementares, relativamente à percepção da dinâmica e avaliação deste serviço. A abordagem de abundância (figura 1.15) subdivide-se em dois cálculos: o da abundância de abelhas em cada uma das células da paisagem (que tem em conta os locais de nidificação numa determinada célula e os recursos florais existentes nas células circundantes), e o cálculo da abundância de abelhas que visitam cada célula da paisagem (que tem em consideração o fornecimento de polinizadores nas células circundantes e a distâncias aos recursos florais).



## 2. Objetivos

Este estudo tem como principal objetivo a cartografia do potencial de serviço de polinização na Ilha Terceira (Região Autónoma dos Açores), bem como o desenvolvimento de uma proposta de integração da cartografia e avaliação do potencial do serviço de polinização, por insetos, no sistema de apoio à decisão em Gestão Territorial, nesta pequena ilha oceânica.

Para a concretização destes objetivos foram formuladas as seguintes questões científicas às quais se tentará responder no decorrer deste estudo:

- De que forma é que as possíveis diferenças no uso e ocupação do solo se relacionam com a presença ou ausência dos agentes polinizadores em pequenas ilhas oceânicas?

- Qual o grau de adequabilidade da aplicação dos modelos InVEST e ESTIMAP para a avaliação do potencial do serviço de polinização por insetos em pequenas ilhas oceânicas?

## 3. Materiais e Métodos

Neste estudo serão aplicados os modelos ESTIMAP e InVEST, uma vez que ambos apresentam a mesma base metodológica, tendo em consideração as abelhas nativas de uma determinada área e o seu potencial de polinização. A grande diferença em termos metodológicos nestas duas abordagens está relacionada, com a ausência ou presença de uma interface gráfica. No caso do ESTIMAP é necessário criar uma base no *software* SIG para posteriormente serem produzidos e visualizados os mapas, enquanto o InVEST pode ser utilizado como extensão no ArcGIS e imediatamente visualizados os mapas então obtidos.

### 3.1 Modelo ESTIMAP- Ecosystem Services Mapping

O ESTIMAP é um conjunto lógico e flexível de modelos espacialmente explícitos, em que cada um dos modelos pode ser executado separadamente para a avaliação dos diferentes SE à escala europeia, abrangendo 28 países da UE, incluindo Portugal (e a área de estudo).

O seu principal objetivo é permitir uma avaliação integrada da capacidade dos ecossistemas de fornecer SE, em formatos de saída padronizados, permitindo a uniformização da sua leitura, bem como a informação espacial do local onde estes serviços são produzidos e onde são consumidos. O apoio desta ferramenta às políticas da UE torna-se essencial, para integrar a biodiversidade e os serviços ambientais nas tomadas de decisão (Maes et al., 2012).

O ESTIMAP possui uma resolução espacial de modelo de 1ha (100x100m), para o território da EU, que corresponde à unidade de mapeamento dos dados do uso do solo, sendo esta a sua componente principal.

Cada um dos modelos é constituído por três indicadores:

- (I) Um indicador da capacidade potencial dos ecossistemas para prestar o serviço;
- (II) Um indicador do fluxo do serviço;
- (II) Um indicador de procura do serviço.

O modelo representa uma abordagem integrada, baseada na aplicação de modelos apoiados no processo dinâmico ou modelos de dados, que calculam funções de produção ecológica, que são posteriormente utilizadas para mapear SE potenciais ou reais. O desenvolvimento deste modelo surge como forma de sustentar políticas europeias específicas, no que diz respeito aos SE, quer ajustadas a uma escala continental, quer ajustadas a escalas locais.

De entre os oito modelos que compõem o ESTIMAP, apenas quatro deles estão completos: os serviços recreativos e culturais; o serviço de polinização de culturas (utilizado neste estudo); a proteção de zonas costeiras, bem como a capacidade dos ecossistemas para remover poluentes do ar (MAES et al., 2012).

O modelo ESTIMAP baseia-se na estrutura de serviço de ecossistema do modelo de cascata (Haines Young e Potschin, 2010), que é usado como uma moldura para a cartografia (MAES, 2012). Este modelo, de certa forma liga os ecossistemas ao bem-estar humano através do fluxo de serviço de ecossistema.

O ESTIMAP utiliza diversas variáveis relacionadas com a cobertura do solo, de forma a poder estimar a disponibilidade de recursos florais, de acordo com os intervalos de distância a esses recursos, para proceder à cartografia dos locais de recursos florais. As conjugações de todos estes indicadores originam a estimativa de nidificação disponível para criar um índice de abundância relativa do polinizador em cada célula do mapa, tendo em consideração o uso e ocupação do solo.

Através dos usos do solo são atribuídas ponderações de SE, tendo em conta as suas características e de acordo com a capacidade de prestar o serviço. O valor final é baseado na tabulação cruzada e na composição espacial, derivada da sobreposição espacial de diferentes mapas temáticos.

Os modelos de uso do solo são compostos por duas partes, um mapa de capacidade potencial dos ecossistemas para fornecer um serviço, neste caso de suportar os polinizadores, e um mapa potencial de serviço, onde consta a dependência das culturas de polinizadores, estando relacionada com o tipo de produção agrícola (tabela 3).

Através do modelo de cascata, o ESTIMAP avalia, a oferta de SE, que corresponde à capacidade de potencial ou de prestação de serviços, bem como a procura de SE, que corresponde à soma de todos os serviços que são usados ou consumidos (Burkland et al., 2012).

Tabela 3.1 Módulos atualmente disponíveis do ESTIMAP com seus respectivos indicadores, unidades e formatos de saída.

Modelo	Procura ou Oferta	Indicador	Unidades	Formato Output
Polinização	Procura	Abundância Relativa de Polinizadores	Indicador Adimensional	Mapa <i>Raster</i>
	Oferta	Deficit de Produção Agrária	Parte total de Produção	Estatísticas
		Lacunas na paisagem de polinização	Parte de terra cultivada não coberta pela RPA	Mapa <i>Raster</i> e Estatísticas
Recreação	Procura	Potencial de Recreação	Indicador Adimensional	Mapa <i>Raster</i>
	Oferta	Espectro de oportunidades de Recreação (ROS)	Características baseadas em RP e proximidade	Mapa <i>Raster</i>
		Viagem Potencial	Parte da população que tem acesso a classe de ROS	Estatísticas
Regulação da Qualidade do Ar	Procura	Remoção de poluentes pela vegetação urbana	Toneladas de NO <sub>2</sub>	Mapa <i>Raster</i> e Estatísticas
	Oferta	Exposição da população à concentração limiar de problemas	Parte de população que está exposta a níveis de NO <sub>2</sub> (%)	Estatísticas
Proteção Costeira	Procura	Capacidade de proteção costeira, exposição a proteção costeira	Indicadores Categóricos	Mapa <i>Raster</i>
	Oferta	Oferta de proteção costeira		

Fonte: Zulian, et al., (2014).

O ESTIMAP considera nas suas metodologias, um indicador para mapear a oferta e dois indicadores para o cálculo da procura por serviços de polinização. Assim, o fornecimento deste serviço é dado pelo índice de potencial de polinização relativo, que é definido pela relação de capacidade dos ecossistemas para apoiar a polinização das culturas.

O Potencial Relativo de Polinizadores (PRP) corresponde ao modelo de cartografia síntese, que se baseia na suposição de diferentes habitats, mas em particular os limites da floresta, das pastagens ricas em flores e áreas ciliares, que oferecem locais adequados para insetos polinizadores selvagens. A acessibilidade destes insetos a estas áreas é estimada, usando faixas de distância aos recursos florais e ao tipo de abelhas solitárias selvagens.

O lado da procura é estimado através do PRP de estatísticas regionais de produção agrícola. Permite assim, que se detetem os locais da paisagem onde as lacunas da polinização ocorrem e de que forma é que estas contribuem para um *déficit* de produção agrícola regional, ou seja, a redução na produção de culturas na ausência da polinização animal.

Para a elaboração da matriz é necessário definir a resolução das células que se irão trabalhar, para proceder ao cálculo da distância euclidiana entre as células  $r$  abrangidas pelo raio de alcance à célula  $i$ . Cada matriz explica a correspondência dos pesos, nas diversas distâncias possíveis, entre cada célula, tendo em conta os raios de alcance de cada espécie.

A aplicação deste modelo é feita através da seguinte equação:

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

Ao  $D_{ri}$  corresponde a distância euclidiana entre cada par de parcelas  $r$  e  $i$ , e ao  $\alpha\beta$  corresponde o alcance máximo de cada polinizador  $\beta$ . No numerador encontra-se representada a quantidade relativa de recursos florais, (RF) tendo em consideração a distância ao longo de todas as parcelas  $r$ . Ao denominador da função corresponde a quantidade máxima de recursos florais disponíveis, para que todas as parcelas apresentem, um potencial máximo no fornecimento deste recurso.

Esta equação representa uma proporção de habitat que, de acordo com o alcance dos polinizadores, fornece recursos florais, tendo em consideração a distância normalizada e a quantidade máxima de recursos dentro de cada alcance.

No que toca ao índice de atividade, que atualiza o índice de ARP (representado na equação anterior), à escala europeia é pertinente incluir esta componente uma vez que permite diferenciar a abundância de polinizadores em regiões com diferentes climas.

À escala europeia, e no que se refere principalmente à área em estudo, a aplicação deste índice pode ser determinante, uma vez que o clima nas ilhas da Macaronésia, em particular nos Açores, torna-se bastante variável. É importante ter em consideração as estimativas da temperatura e humidade, uma vez que as abelhas se tornam inativas quando a temperatura e a irradiação atingem um determinado valor, afetando a abundância fora do local de nidificação.

Tal como todos os modelos, o ESTIMAP apresenta várias vantagens e desvantagens já identificadas (Tabela 3.2).

Tabela 3.2. Vantagens e desvantagens da abordagem ESTIMAP

Vantagens	Desvantagens
Modelo e processos de SIG são relativamente mais fáceis de implementar, requerendo apenas um nível médio de conhecimentos SIG, especialmente para a preparação dos dados	Preparação de dados pode ser uma tarefa bastante longa e exigente
Cartografia e visualização facilitam o diálogo entre os cientistas, decisores políticos e o público em geral	A utilidade dos resultados depende da identificação de um conjunto claro de questões a serem abordadas
Os modelos permitem a simulação de diferentes cenários e avaliação de diferentes opções políticas	
Os modelos são flexíveis, e atendem às necessidades e condições locais.	

Fonte: OPENESS, UE

### 3.2 Modelo INVEST

O InVEST é um conjunto de modelos de *software* livre utilizados para cartografar e avaliar os serviços de ecossistema que sustentam a vida humana. O modelo utiliza mapas como fontes de informação, para produzir novos mapas. A resolução espacial deste modelo, permite análises flexíveis em diferentes escalas (locais, regionais ou globais).

O programa permite que os atores de tomada de decisões (*stakeholders*), avaliem as trocas associadas a escolhas de gestão alternativas, e identifiquem as áreas de investimento em capital natural, para melhorar o desenvolvimento e a conservação dos ecossistemas. O InVEST contém dezoito modelos distintos de SE, incluindo ambientes terrestres, de água doce, costeiros e marinhos. Contém ainda ferramentas auxiliares para identificar, localizar e processar dados.

O InVEST é baseado em funções de produção que definem a influência das mudanças na estrutura e nas funções do ecossistema que podem afetar os fluxos e os valores dos SE. Fornece uma ferramenta eficaz para equilibrar os objetivos ambientais e económicos nas diversas entidades.

Para executar os modelos do InVEST não são necessários conhecimentos de programação, mas são necessários conhecimentos de *software* SIG. O modelo InVEST pode ser executado separadamente ou como ferramenta de script no ArcGIS.

Referente ao seu modelo de polinização, o InVEST contempla apenas abelhas selvagens como polinizador principal. Assim, estima as disponibilidades de locais como os ninhos e os recursos florais, dentro das faixas de voo das abelhas de cada uma das células analisadas. Tenta estimar um índice simples de contribuição das abelhas para a produção agrícola, com base na abundância de abelhas e na dependência das culturas de polinização.

Os resultados obtidos podem ser usados para compreender as mudanças na polinização das culturas e no seu rendimento, através das mudanças no uso do solo e nas práticas agrícolas.

Para efetuar os cálculos neste modelo são indispensáveis, o mapa de uso do solo e a cobertura terrestre (LULC), com uma resolução espacial elevada para que, sejam capturados os movimentos das abelhas na paisagem. É também necessária uma tabela de espécies de polinizadores ou guildas, onde cada *guild* corresponde a um grupo de abelhas que apresentam o mesmo comportamento e a mesma forma de nidificação (solo, cavidades das árvores, ou outros habitats).

Através do mapa de usos do solo e da cobertura da terra (LULC), podem ser diferenciadas as áreas de uso do solo natural, das de uso do solo antrópico. Assim, a cada uma das células é atribuído um tipo de LULC. Os dados utilizados podem ser fornecidos através de dados de campo ou através de opiniões de especialistas, e expressos em índices relativos que variam entre 0 e 1. O modelo tem assim, em consideração a distância percorrida pelas espécies relativamente aos recursos florais. Estes dados podem ser recolhidos através de estimativas de dados de campo, *proxis* do tamanho do corpo das espécies, ou a partir de dados/opiniões de especialistas.

O primeiro modelo estima o índice de abundância de cada espécie polinizadora para cada célula da paisagem, tendo como base os locais de nidificação disponíveis em cada célula e os recursos florais. Assim, os recursos florais circundantes recebem mais peso do que as células distantes, de acordo com o alcance médio de recursos alimentares. A abundância de polinizadores é determinada pelos recursos de nidificação e pelos recursos florais, onde a abundância de polinizadores para  $\beta$  para as espécies na célula  $x$   $P_{x\beta}$ , é o produto de recursos florais e de nidificação. Assim:

$$P_{x\beta} = N_j \frac{\sum_{m=1}^M F_{jm} e^{-\frac{D_{mx}}{\alpha\beta}}}{\sum_{m=1}^M e^{-\frac{D_{mx}}{\alpha\beta}}}$$

Onde  $N_j$  corresponde à adequação de nidificação do tipo LULC  $j$ , ao  $F_j$  está associada à quantidade relativa de recursos florais produzidos pelo tipo de LULC  $j$ , o  $D_{mx}$  representa a distância euclidiana entre as células  $m$  e  $x$  e, por fim, ao  $\alpha\beta$  está associada à distância de recursos florais esperada para os polinizadores  $\beta$  (Greenleaf et al., 2007).

Para fazer a conexão entre áreas de oferta e de procura, o modelo calcula o índice de abundância de abelhas visitantes em cada célula agrícola, usando novamente as faixas de voo de espécies polinizadores, de forma a prever a procura em células próximas. Para determinar a abundância relativa de abelhas que viajam de uma única célula de origem  $x$ , para uma célula de recursos florais  $o$ , utiliza-se a seguinte fórmula:

$$P_{ox\beta} = \frac{P_{x\beta} e^{-\frac{D_{ox}}{\alpha\beta}}}{\sum_{x=1}^M e^{-\frac{D_{ox}}{\alpha\beta}}}$$

Onde  $P_{x\beta}$  é o suprimento de polinizadores de espécies  $\beta$  na célula  $x$ ,  $D_{ox\beta}$  é a distância entre a célula-fonte  $x$  e a célula agrícola  $o$  para essa espécie e  $\alpha_\beta$  é a distância média aos recursos florais das espécies. O numerador desta equação representa a proporção ponderada à distância dos polinizadores fornecidos pela célula  $m$  de recursos florais dentro da célula  $o$  e o denominador é um escalar que normaliza esta contribuição pela área total dentro da distância aos recursos florais (Winfree et al., 2005). A abundância total de polinizadores na célula agrícola  $o$ ,  $P_o$ , é simplesmente a soma de todas as células  $M$ . Este segundo mapa representa o grau relativo de serviço de polinização nos pontos de oferta, ou pontos em que este serviço é "entregue": células agrícolas.

Para obter o valor real do benefício económico da polinização há que ter em consideração, que associado a este benefício, está o tipo de cultura e o comportamento do polinizador, à presença desse tipo de cultura em cada uma das células. As culturas variam na sua dependência de agentes polinizadores, uma vez que existem espécies de culturas que são autocompatíveis e cujo rendimento é menos dependente da polinização, enquanto existem outras que dependem da polinização para gerar rendimento (Klein et al., 2007). Assim, e para a perceção desse rendimento, tem-se como base que o rendimento aumenta à medida que a visitação do polinizador aumenta (Greenleaf e Kremen, 2006). Para a obtenção do respetivo rendimento é utilizada a seguinte fórmula:

$$Y_{o\beta} = 1 - \nu_c + \nu_c \frac{P_{o\beta}}{P_{o\beta} + \kappa_c}$$

Onde  $\nu_c$  responde à produção do rendimento total de uma determinada cultura  $c$ , atribuída apenas à polinização por espécies selvagens. O valor de  $\nu_c$ , caso a cultura seja obrigatoriamente cruzada é 1, enquanto, se a cultura for polinizada pelo vento, por exemplo, é atribuído o valor 0. O termo  $\kappa_c$  é uma constante de saturação, que representa a abundância necessária de polinizadores para serem atingidos os 50% do rendimento dependente dos polinizadores.

Após o cálculo do modelo, o valor de cada célula agrícola, deve ser redistribuído pelas células vizinhas, dando origem a um mapa de valor na fonte.

O modelo atribui frações do valor da célula a cada uma das espécies de abelhas, tendo em consideração a sua contribuição no serviço de polinização. Torna-se assim necessário que, o valor de cada espécie seja redistribuído pelas células que se encontram ao seu redor, a partir das quais, se irá utilizar a mesma relação já mencionada anteriormente. Por conseguinte, os habitats de fontes mais próximas proporcionam, um valor de serviço mais elevado, quando comparado com os mais distantes. Para o cálculo do serviço de polinizadores fornecido por  $PS_m$  em  $O$  propriedades de cada célula  $m$  utiliza-se a seguinte fórmula:

$$PS_{x\beta} = \nu_o P_{x\beta} \frac{\sum_{m=1}^M \frac{Y_{o\beta m}}{P_{o\beta m}} e^{-\frac{D_{mx}}{\alpha_\beta}}}{\sum_{m=1}^M e^{-\frac{D_{mx}}{\alpha_\beta}}}$$

Em que o valor de  $\nu_o$  diz respeito ao valor da colheita na célula da fazenda  $O$ .

O mapa obtido, corresponderá ao valor do serviço de polinização, que estima o índice relativo do valor económico dos polinizadores selvagens, nas áreas agrícolas.

Tabela 3.3. Vantagens e desvantagens do programa InVEST

Vantagens	Desvantagens
Modelo e processos de SIG são relativamente mais fáceis de implementar, requerendo apenas um nível médio de conhecimentos SIG, especialmente para a preparação dos dados.	Preparação de dados pode ser uma tarefa bastante longa e exigente.
Cartografia e visualização facilitam o diálogo entre os cientistas, decisores políticos e o público em geral.	A dependência de índices relativos limita a capacidade de estimar valores económicos absolutos para uma melhor informação e decisão no planeamento, utilizado muitas vezes com base no custo-benefício.
O modelo é extremamente simples, embora faça previsões razoavelmente precisas quando comparado com as observações de campo dos polinizadores (Lonsdorf et al., 2009).	
O modelo calcula o fornecimento de polinizadores tendo como base a média dos recursos florais disponíveis, diferenciando as estações do ano em que os polinizadores estão mais ativos.	
Fornecer uma estimativa do número de espécies existentes através de uma imagem estática.	Não inclui a dinâmica das populações de abelhas ao longo do tempo, por conseguinte não pode avaliar se essas populações são ou não sustentáveis.
Permite fazer estimativas locais de nidificação e de recursos florais, em cada célula da paisagem, proporcionando uma maior consciencialização em determinadas decisões ao nível do planeamento.	O modelo não explica os tamanhos de manchas de habitats na estimativa da abundância de espécies, essencial, uma vez que para algumas espécies existe um <i>patch</i> mínimo.
	As resoluções podem ser um obstáculo à identificação da presença de espécies em determinados usos do solo.
	O modelo não inclui espécies controladas.

### 3.3 Área de Estudo - Ilha Terceira Arquipélago dos Açores, Portugal

O Arquipélago dos Açores, é uma das duas zonas insulares portuguesas, localizado no Oceano Atlântico (figura 3.1). Estas ilhas encontram-se a cerca de 1600 km da costa Ocidental do continente europeu, mais precisamente a  $36^{\circ} 55'$  e  $39^{\circ} 43'$  de latitude Norte e  $25^{\circ} 00'$  e  $31^{\circ} 17'$  de longitude Oeste.

As ilhas que compõem o arquipélago dos Açores encontram-se agrupadas em três grupos: o Ocidental (Corvo e Flores), o Central (Faial, Graciosa, Pico, São Jorge e Terceira) e o Oriental (Santa Maria e São Miguel). A distância compreendida entre os extremos das ilhas do arquipélago, Corvo e Santa Maria, é de aproximadamente 600 km.

A descoberta deste arquipélago remonta, ao ano de 1427, por Diogo de Silves. As 9 ilhas, de origem vulcânica apresentam, características muito heterogéneas, com idades geológicas variadas. Na sua constituição rochosa encontram-se basaltos alcalinos, escoados de lavas, piroclastos de queda e fluxos piroclásticos. Devido ao tipo de material vulcânico que constitui, estes solos caracterizam-se por ser ricos e espessos, apresentando uma forte tendência de encharcamento, por impermeabilização (Madruga, 1986; Dias, 1996). De entre as rochas presentes, as que apresentam uma maior fertilidade são as que contêm piroclastos, enquanto as com menos fertilidade são as que contêm tufos basálticos (Silva, 2001). A topografia do arquipélago é caracterizada pela presença de inúmeras caldeiras e estravulções, bem como por inúmeras ravinas e cursos de água. Quanto à sua localização tectónica encontra-se na junção tripla das placas litosféricas Euroasiática, Norte Americana e Africana.

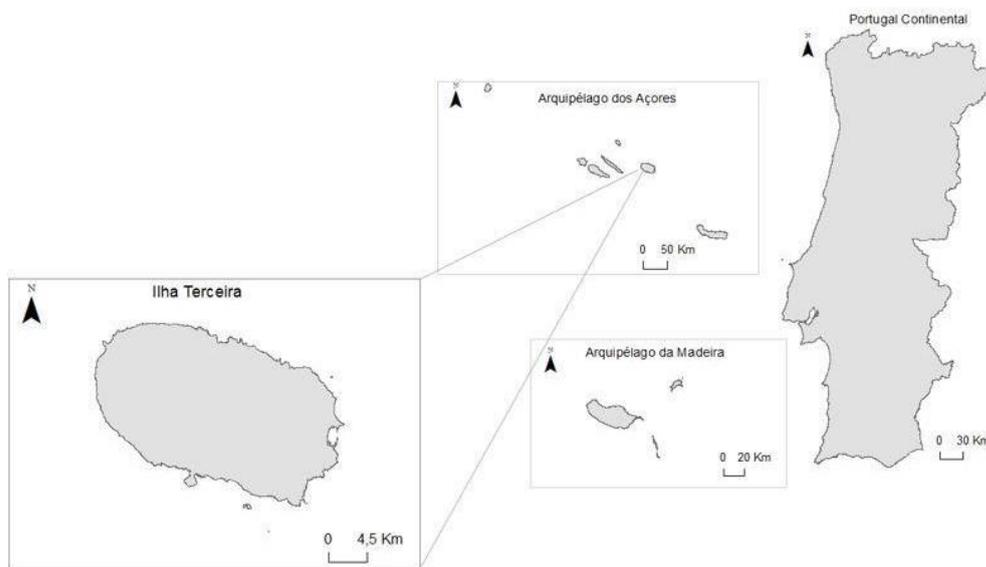


Figura 3.1. Localização geográfica da área de estudo

A área de estudo é abrangida por diversos planos e programas, bem como por fundos europeus, que serão discriminados mais adiante. A Ilha Terceira encontra-se abrangida pelos fundos estruturais comunitários, como o FEDER (Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional) e o FSE (Fundo Social Europeu), no período compreendido entre 2014-2020.

O Programa Operacional dos Açores (PO Açores) foi elaborado pelo governo regional, conjuntamente com diversos atores, com vista à elaboração de propostas para o desenvolvimento da região tendo como horizonte 2020, encontrando-se assim, de acordo com a Estratégia Europeia. O objetivo principal em que assenta esta visão estratégica é a afirmação da relevância desta região europeia, seguindo quatro linhas orientadoras principais (segundo o governo regional dos Açores):

1. A utilização de recursos endógenos, materiais e imateriais da região, proporcionando um maior desenvolvimento económico regional;
2. A afirmação do território nos fluxos de bens e pessoas;
3. O desenvolvimento de uma sociedade inclusiva e equilibrada;
4. A manutenção de uma paisagem, um ambiente e uma vivência distintiva.

Para o cumprimento destes objetivos, o Plano de Ordenamento dos Açores 2020 encontra-se esquematizado em doze eixos, salientando-se a importância para este estudo do eixo 6 (Ambiente e Eficiência dos Recursos) e a influência que o eixo 5 (Alterações Climáticas e Prevenção e Gestão de Riscos) poderá ter.

De forma a entender-se a dinâmica da ilha e algumas das suas características físicas e sociais, serão analisadas algumas das variáveis consideradas relevantes para este estudo.

### 3.3.1 Caracterização Biofísica da Ilha Terceira

#### 3.3.1.1 Clima

O clima da Região Autónoma dos Açores, onde se insere a área de estudo, pode caracterizar-se como ameno, uma vez que não apresenta grandes amplitudes térmicas. É caracterizado por uma pluviosidade bastante frequente, principalmente nos meses compreendidos entre outubro e março. A humidade é outro fator bastante presente e relevante durante todo o ano, originando que as temperaturas no verão e no inverno tendam a parecer mais rigorosas do que relativamente são. No inverno, as temperaturas não registam valores abaixo dos 16°C, enquanto no verão as temperaturas atingem, no máximo, os 25°C durante o dia, e os 18°C durante a noite.

O clima registado nos Açores, tal como acontece noutras regiões, resulta da interação entre a circulação atmosférica, da orografia e da circulação oceânica. A região dos Açores não deve ser classificada como um clima único, mas sim como um conjunto de microclimas compreendidos entre os climas temperado marítimo e subtropical (Agostinho, 1938; 1941).

Para uma caracterização mais precisa da ilha foi considerado necessário avaliar os registos da precipitação, humidade e temperatura (figura 3.2). Para a humidade, tal como acontece com a precipitação, os valores mais elevados encontram-se nas maiores altitudes, estando tal facto inteiramente relacionado com a orografia do terreno, bem como a circulação de ar.

Da análise do registo de temperatura, pode verificar-se que ocorre precisamente o contrário, ou seja as temperaturas mais elevadas localizam-se junto à linha de costa da ilha, enquanto em maiores altitudes registam-se valores mais baixos.

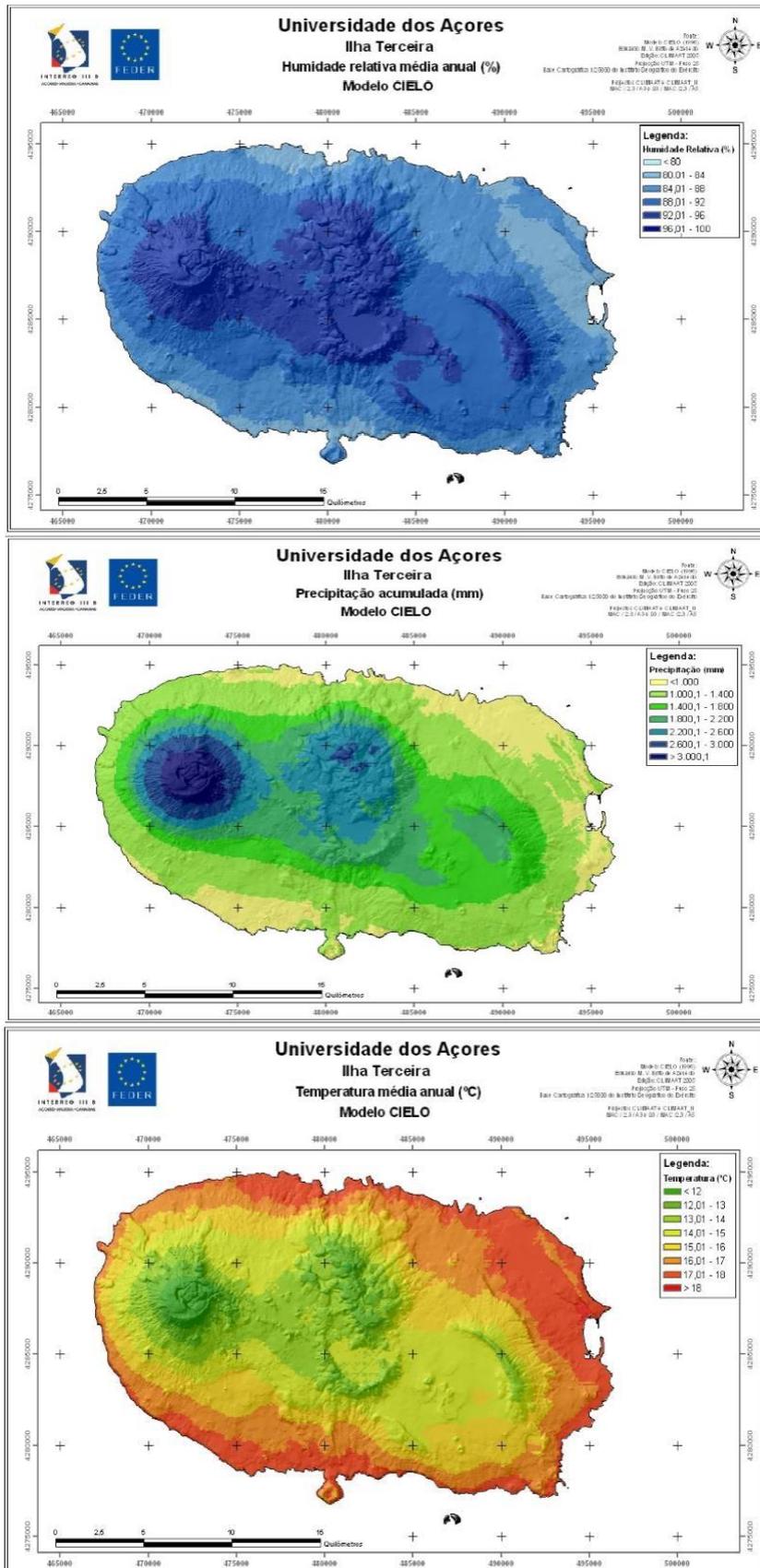


Figura 3.2 Variáveis climáticas da Ilha Terceira. Fonte:www.climaat.angra.uac.pt

### 3.3.1.2 Geologia e Recursos Hídricos

De acordo com a Diretiva Quadro da Água (DQA), os Estados Membros deveriam ter atingido no ano de 2015 o “bom estado” e o “bom potencial” das suas massas de água, tendo em consideração os objetivos ambientais, estipulados na aplicação dos programas e de medidas direcionadas para os Planos de Gestão da Região Hidrográfica (PGRH).

Os Planos de Gestão de Região Hidrográfica visam, a proteção e valorização ambiental, social e económica das águas ao nível das bacias hidrográficas integradas numa região hidrográfica (Proposta de Decreto de Legislativo Regional).

Para uma boa gestão dos recursos hídricos e para uma boa análise dos mesmos, torna-se necessário separá-los em unidades territoriais, (dadas as suas diversas características), uma vez que a sua análise depende das especificidades de cada unidade territorial. Assim sendo, a DQA define como unidade principal de planeamento e gestão das águas, as regiões hidrográficas.

O Plano Nacional da Água (PNA), aprovado pelo Decreto-Lei nº112/2002, de 17 de abril, apresentou como medida, no ponto 3.3.5 do capítulo IV, a subdivisão territorial, no qual o território nacional foi dividido em dez regiões hidrográficas, onde se inclui a área de estudo na Região Hidrográfica do Açores. Esta região engloba as nove ilhas que constituem o arquipélago, tendo em consideração as suas águas subterrâneas e as águas costeiras adjacentes. As propostas das Regiões Hidrográficas foram ratificadas pela Lei nº58/2005, de 29 de dezembro.

De acordo com o estabelecido na DQA e na Lei da Água, o planeamento e gestão dos recursos hídricos encontra-se estruturado em ciclos de seis anos. O primeiro ciclo de desenvolvimento da região da área em estudo refere-se, ao Plano de Gestão da Região Hidrográfica dos Açores (PGRH-Açores), tendo sido publicado na Resolução de Conselho de Ministros nº24/2013, de 27 de março.

O PGRN-Açores, em vigor nos próximos anos (2016-2021), assenta na relação entre a identificação de pressões, a avaliação do estado das massas de água e a elaboração de programas de medidas que permitam mitigar o impacto das pressões, apresentando-se assim, como o pilar dessa relação através do cumprimento dos objetivos ambientais consagrados na DQA, no que se refere ao contexto comunitário e pela Lei da Água, no que concerne ao direito interno português.

No mapa representado na figura 19, encontra-se representada a rede hidrográfica da ilha Terceira, podendo afirmar-se que é densa, principalmente nas áreas a norte e a oeste. A presença destas linhas hidrográficas tem origem nas áreas de maior altitude, tal como acontece nas restantes áreas do território.

De acordo com as características destas ilhas oceânicas, as suas redes hidrográficas não apresentam todas o mesmo comportamento, sendo que, grande parte delas apenas existem num período do ano.

Salienta-se assim, a rede hidrográfica de 1ª ordem, que se encontra presente durante todo o ano.

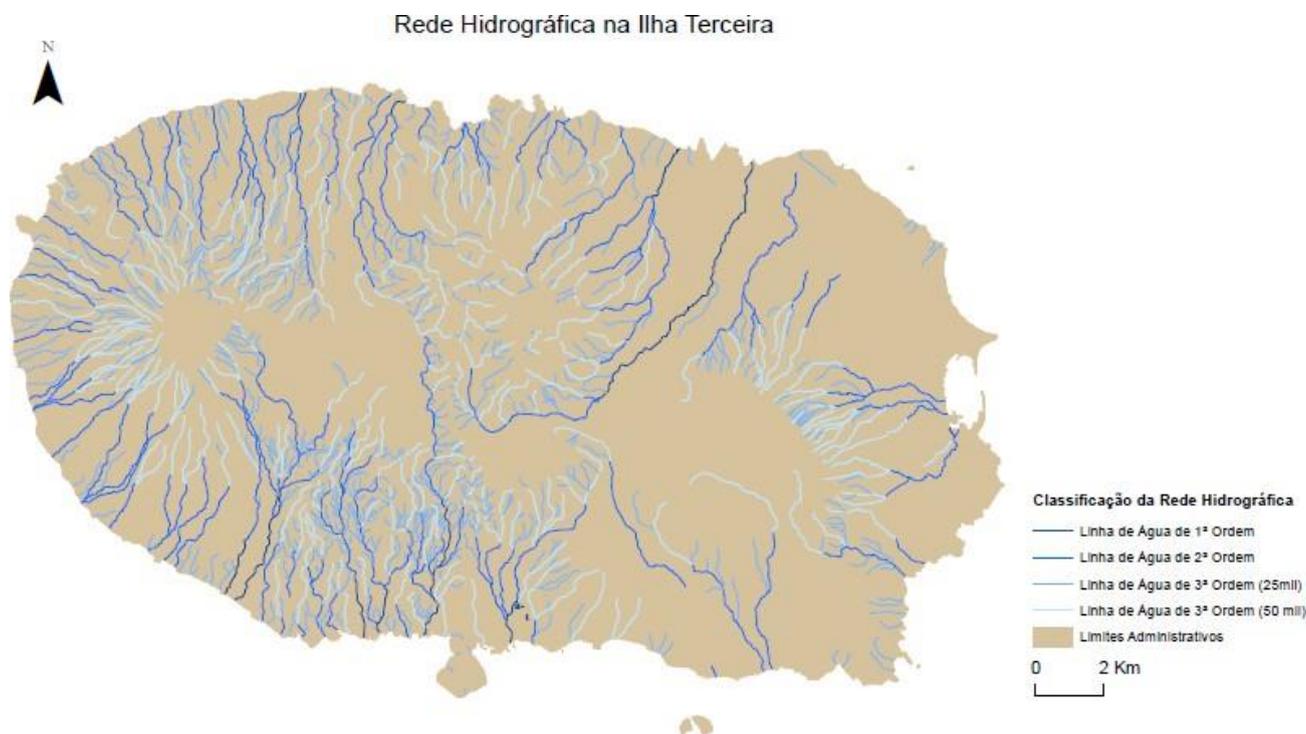


Figura 3.3. Mapa da rede hidrográfica na Ilha Terceira

### 3.3.2 Solos e Capacidade de Solos

#### 3.3.2.1 Ocupação e Uso do Solo

O arquipélago dos Açores apresenta uma dinâmica acentuada nos usos e ocupações do solo. Se por um lado, a questão da reconversão de solos é uma problemática a solucionar, por outro lado, as questões populacionais e urbanísticas associadas a um desenvolvimento local, necessitam de ser controladas.

A Ilha Terceira, no que diz respeito ao uso e ocupação do solo, apesar do seu desenvolvimento, é predominantemente ocupada por paisagens agrícolas e florestais (figura 3.4 e 3.5<sup>1</sup>). Salientam-se a presença de espaços naturais e seminaturais, como locais de elevada importância ambiental e ecológica.

A conversão de áreas florestais e de vegetação natural em áreas de atividades agropecuárias é uma problemática com que a ilha se debate, e que se torna necessário acautelar. As concentrações populacionais e urbanísticas junto ao litoral, associadas ao desenvolvimento da ilha, podem também ser uma das causas que leva à reconversão dos solos.

<sup>1</sup> A tabela com as percentagens concretas encontra-se no anexo 4.

Carta de Usos e Ocupação do Solo na Ilha Terceira

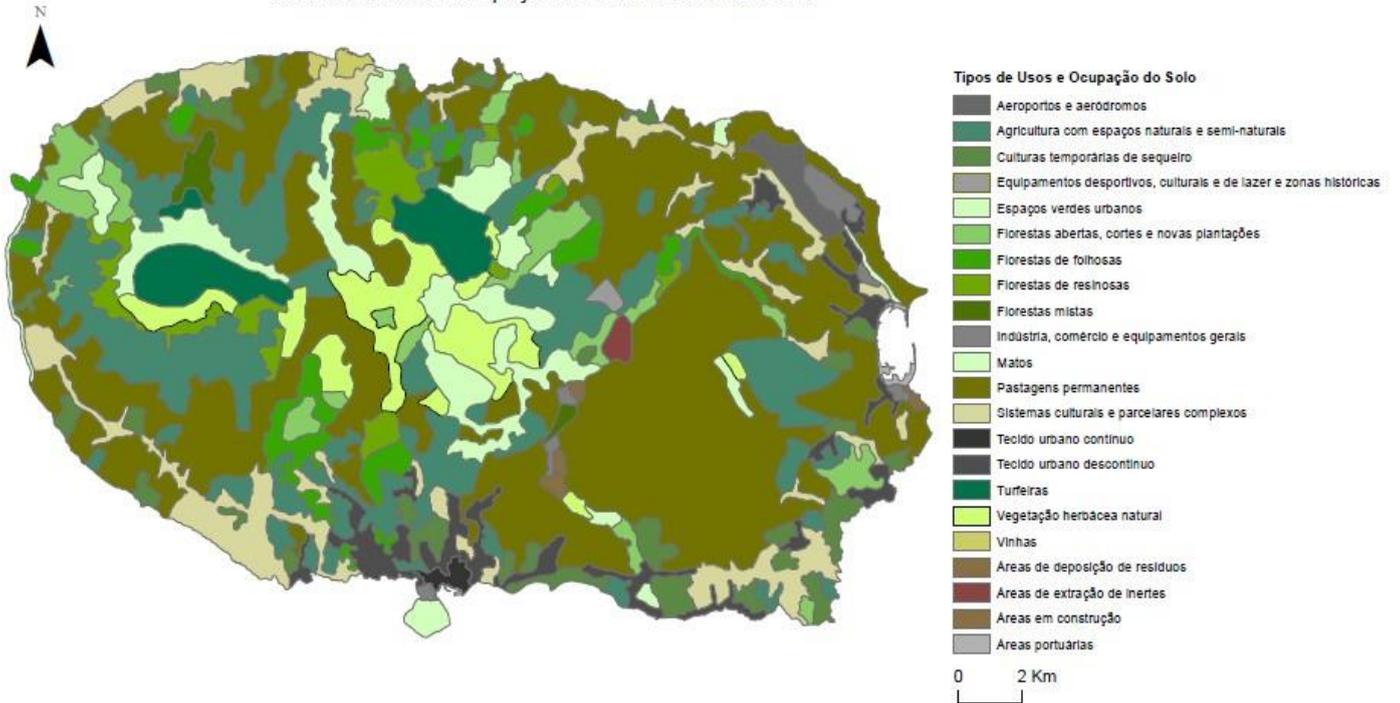


Figura 3.4 Mapa de usos e ocupação do solo na Ilha Terceira

Percentagem de uso e ocupação do solo na Ilha Terceira

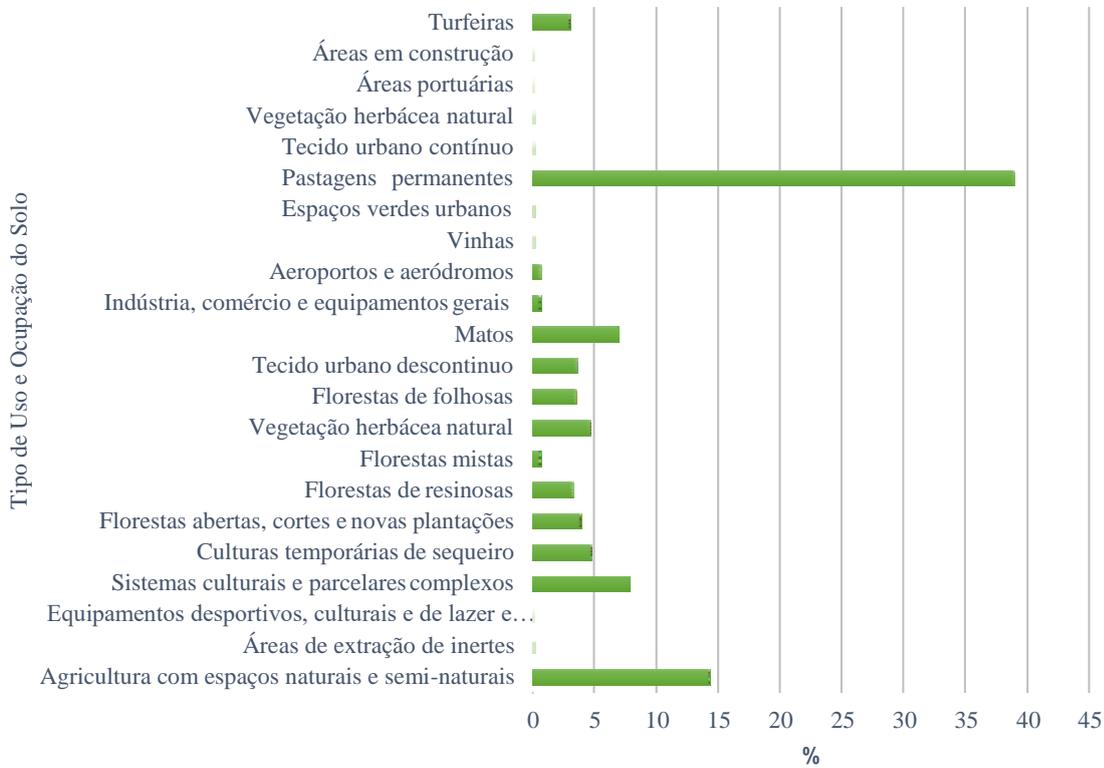


Figura 3.5. Gráfico da percentagem de usos e ocupação do solo na Ilha Terceira

Como seria expectável, são as áreas agrícolas que abrangem uma maior área na ilha Terceira.

As pastagens permanentes são o uso do solo mais predominante na ilha, correspondendo a sua abrangência territorial a quase 40% do total. Seguem-se as áreas agrícolas com espaços naturais e semi-naturais, com aproximadamente 15% do total. Pode-se verificar que cerca de 50% deste território insular é ocupado por estas duas ocupações do solo.

Através de uma observação direta da figura 3.6, verifica-se ainda, que as colunas com valores mais visíveis (mesmo as que rondam os 5 a 10%) correspondem a áreas verdes, com a exceção do tecido urbano descontínuo.

Referente às áreas urbanizadas, o tecido urbano descontínuo é superior ao tecido urbano contínuo, salientando uma característica destas pequenas ilhas oceânicas, que apresentam apenas um pequeno núcleo histórico e as restantes áreas encontram-se dispersas e ao longo das vias de comunicação.

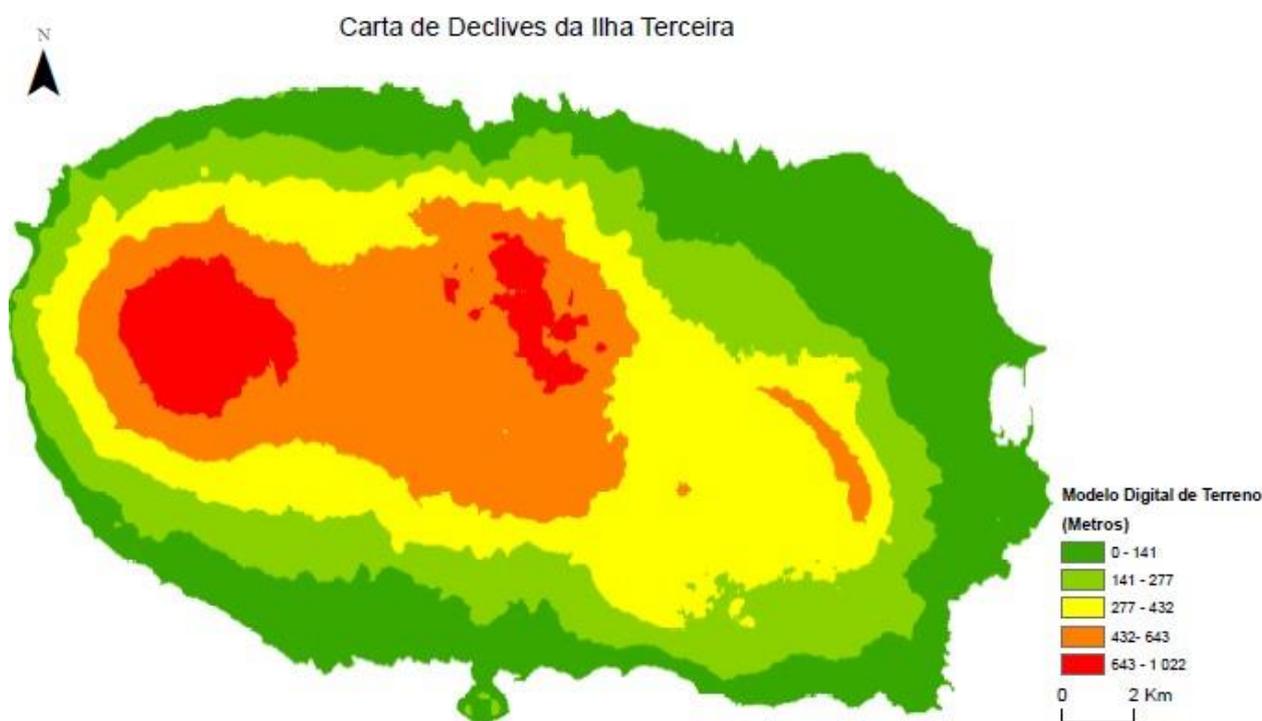


Figura 3.6. Mapa de declives da Ilha Terceira

Dada a localização geográfica do arquipélago, numa zona convergente de diversas placas tectónicas, salienta-se o Rifte da Ilha Terceira.

Este rifte apresenta uma direção ONO-ESSE, que coincide com a disposição das ilhas que compõem o grupo central e o grupo oriental (Machado, 1959c). Esta estrutura é definida por uma série de bacias e elevações (ilhas e bancos submarinos) que se estendem entre a bacia do oeste da Graciosa e os ilhéus das Formigas.

A ilha Terceira é também composta por quatro estravulções e por numerosos cones vulcânicos monogenéticos implantados em importantes fraturas.

De Oeste para Este, enumeram-se sucessivamente, os seguintes aparelhos vulcânicos poligenéticos, cortados por imponentes caldeiras:

- ↓ Serra de Santa Bárbara;
- ↓ Maciço da Serra de Morião e da Caldeira do Guilherme Moniz;
- ↓ Maciço do Pico Alto;
- ↓ Complexo desmantelado da Serra do Cume, da Serra Ribeirinha e da Caldeira dos Cinco Picos.

A Serra de Santa Bárbara abrange toda a zona Oeste da ilha Terceira e compreende um estravulção com cerca de 13km de diâmetro e uma altitude de 1021m.

O Maciço da Serra do Morião e da Caldeira do Guilherme Moniz corresponde a um grande aparelho vulcânico com uma caldeira com aproximadamente 4km por 2,5 km. O ponto de maior altitude regista dimensões na ordem dos 632 m.

O Maciço do Pico Alto, com 808 m, parece corresponder a um complexo vulcânico, com vários centros eruptivos, cuja caldeira foi posteriormente invadida por produtos vulcânicos mais recentes (Zbyszewski et al., 1971).

O complexo desmantelado da Serra do Cume, da Serra da Ribeirinha e da Caldeira dos Cinco Picos, parece corresponder a um imponente estravulção cuja caldeira tem um diâmetro que ronda os 7km.

De acordo com a formação das ilhas que compõem o arquipélago dos Açores, a declividade é um fator morfológico de elevada relevância para a análise e perceção das características de cada uma das ilhas, dada a sua heterogeneidade.

No que diz respeito à área de estudo, pode verificar-se que a ilha é heterogénea, apresentando diversas altitudes, correspondendo o seu ponto mais elevado, à Serra de Santa Bárbara (situada a oeste da ilha), figura 3.6.

Como seria expectável, devido às características de formação da ilha, as zonas limítrofes são as que registam uma menor altitude, correspondendo também às áreas de maior localização populacional.

### 3.3.3 Ordenamento do Território

#### 3.3.3.1 Áreas Protegidas

Dada a diversidade das áreas abrangidas pela Rede Natura 2000 que se encontram na Região Autónoma dos Açores, existiu a necessidade de uniformizar as diversas designações das áreas classificadas como protegidas, tendo como base a gestão da unidade territorial, de acordo com as suas competências. De forma a fazer face às suas características e para uma melhor administração, foi criado um regime jurídico de classificação, gestão e administração das áreas Protegidas da Região, através do Decreto Legislativo Regional nº15/2007/A, de 25 de junho, que posteriormente foi retificado pela Declaração de Retificação nº79/2007, de 21 de agosto. A revogação deste Decreto Legislativo deu-se pelo Decreto Legislativo Regional nº15/2012/A, de 2 de abril, que veio estabelecer o Regime Jurídico da Conservação da Natureza e da Proteção da Biodiversidade.

Este decreto abrange, áreas nucleares de Conservação da Natureza, que correspondem a áreas de elevada importância do ponto de vista da conservação e biodiversidade de recursos e às suas áreas complementares e de transição. Esta proteção visa a salvaguarda dos recursos e dos processos ecológicos inerentes, bem como a complementaridade destas áreas com as restantes.

A Rede Regional de Áreas Protegidas da Região está de acordo com a classificação validada pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), que foi redimensionada às características geográficas, ambientais, culturais e político-administrativas da Região Autónoma. Tendo em consideração o anteriormente mencionado as categorias contempladas nos Açores são:

- A. Reserva Natural (Categoria I-IUCN)
- B. Monumento Natural (Categoria III-IUCN)
- C. Áreas Protegidas para a Gestão de Habitats ou Espécies (Categoria IV-IUCN)
- D. Área de Paisagem Protegida (Categoria V-IUCN)
- E. Área Protegida de Gestão de Recursos (Categoria VI-IUCN)

As áreas classificadas no arquipélago são ainda abrangidas por diretivas e convenções internacionais, que vêm reforçar a importância da diversidade biológica e de recursos, existentes neste arquipélago.

O Parque Natural da Ilha Terceira foi criado pelo Decreto Legislativo Regional nº11/2011/A, de 20 de abril, que instituiu 20 áreas protegidas, que se encontram incluídas no anexo 3.

De acordo com a classificação já anteriormente mencionada da IUCN e tendo como base a tabela anterior, foi elaborado o mapa, representado na figura 3.7, de forma a tornar mais perceptível o tipo de áreas protegidas existentes e a sua localização geográfica.

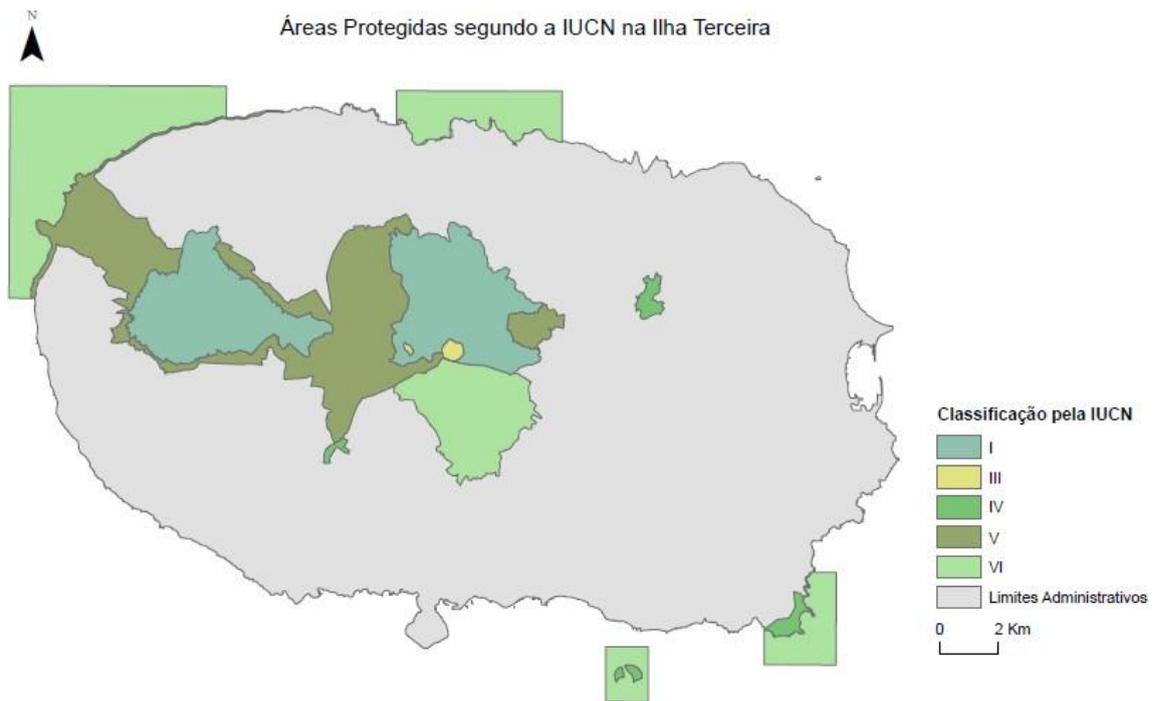
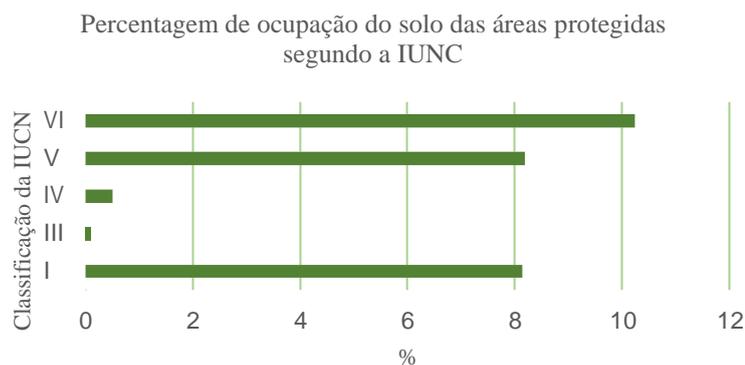


Figura 3.7 Mapa de áreas protegidas na Ilha Terceira

Pode verificar-se que as áreas mais abrangentes correspondem à classificação VI da IUCN (figura 3.8), onde se inserem as áreas protegidas de gestão de recursos. Estas áreas estão localizadas essencialmente no oceano e junto à linha de costa.

Este mapa vem assim demonstrar a necessidade de proteção destas áreas classificadas, de características únicas.



IUCN_CATEGORIAS	%
I	8,14
III	0,10
IV	0,50
V	8,19
VI	10,24
Total	27,18

Figura 3.8. Percentagem de ocupação do solo das Áreas Protegidas

### 3.3.4 Socioeconomia

#### 3.3.4.1 População

A população é um indicador essencial na caracterização de qualquer unidade geográfica, isto porque, permite ter um conhecimento do tipo de população e das características a eles inerentes.

Considerou-se assim necessário, avaliar a tendência da evolução populacional de forma a perceber os comportamentos populacionais.

Constata-se deste modo, de acordo com o gráfico presente na figura 3.9, que desde de 2013 a população residente, tem sofrido uma diminuição constante. Uma possível explicação pode estar relacionada com a quebra na oferta de emprego e com a procura de melhores condições de vida noutros locais.

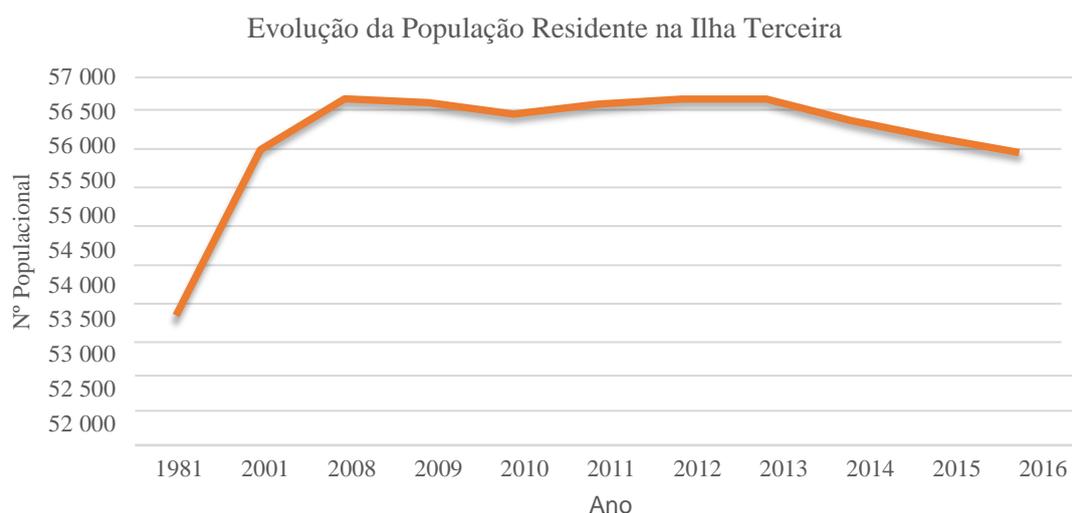


Figura 3.9. Evolução da população residente na Ilha Terceira. Fonte: Pordata.

De acordo com os dados populacionais mais recentes, foram representadas na pirâmide etária, as respetivas características populacionais por sexo (figura 3.10). Seria expectável que a população fosse maioritariamente adulta e idosa, característica predominante em Portugal Continental, mas não é esta a realidade da ilha. A sua população pode ser caracterizada como jovem e jovem adulta, uma vez que o número de jovens adultos é superior ao número da população mais idosa.

Outra característica interessante de se observar é a diferença de valores registados nas mesmas faixas etárias nos dois sexos. Verifica-se que, o número de homens jovens e adultos é, na grande maioria dos casos, superior ao das mulheres, embora esta situação se reverta em algumas faixas etárias da população idosa.

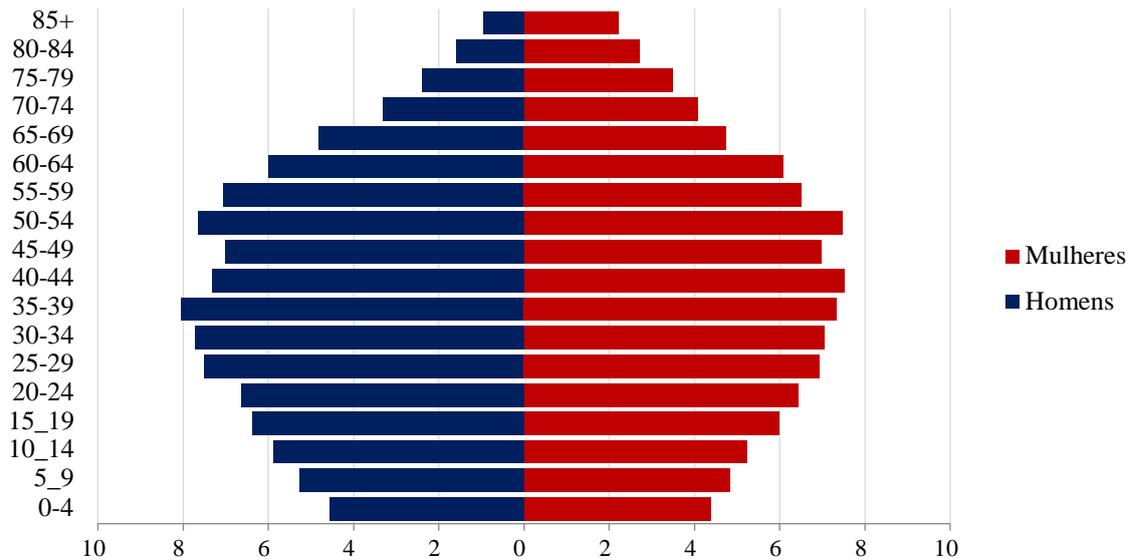


Figura 3.10. Pirâmide etária da Ilha Terceira, em 2016. Fonte: Pordata.

### 3.3.4.2 Atividades económicas

De forma a entendermos a preponderância de cada atividade económica e caracterização da ilha, sob este ponto de vista, foi elaborado o gráfico presente na figura 3.11, onde se pode constatar, que o sector terciário é o mais representativo, empregando mais de metade da população, seguindo-se o sector secundário, e por fim com menos de 10% de população empregue surge, o sector primário.

Esta divisão da população demonstra que a ilha Terceira apresenta assim características de uma ilha desenvolvida, voltada para os serviços, onde se pode inserir o turismo.

Para o presente estudo esta representação torna-se bastante relevante, uma vez que o serviço de ecossistema depende da agricultura, da sua diversidade faunística, mas pode estender-se aos restantes sectores de atividade económica, como a extração do mel e a sua comercialização.

POPULAÇÃO EMPREGADA POR SECTOR DE ACTIVIDADE NA ILHA TERCEIRA

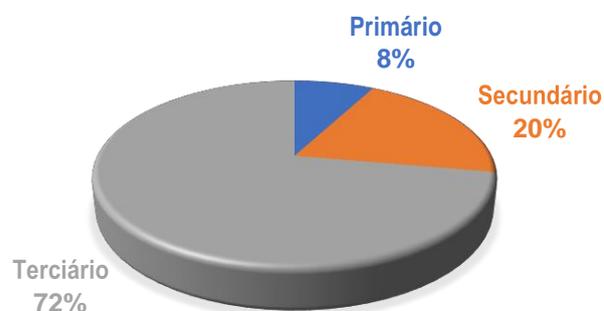


Figura 3.11. População empregada por sector de atividade na Ilha Terceira, segundo os censos de 2011. Fonte: Pordata.

Tendo como ponto de partida o tema estudado, torna-se pertinente perceber qual a preponderância que, o SE da polinização tem na economia regional da ilha Terceira.

Foi assim, necessário recorrer à bibliografia e a dados fornecidos pela Frutercoop, compreendidos entre os anos de 2011 e 2015, tendo como base 24 culturas presentes na ilha, em que apenas 29% da produção ocorre a partir de polinização, ou seja, correspondem a culturas com dependência de polinizadores.

De acordo com os dados fornecidos pela Frutercoop no período anteriormente mencionado, os insetos polinizadores são responsáveis por aproximadamente 91.957€, considerando apenas o mesmo universo de culturas. Tendo em consideração toda a ilha, pode-se considerar que o valor corresponde a cerca de 170.291€.

Segundo o estudo desenvolvido por Picanço (2017), pode concluir-se que os insetos polinizadores têm uma grande importância na economia desta ilha oceânica, como se pode observar no anexo 2, onde consta a dependência de cada cultura. A produção da Frutercoop representa cerca de 54% da produção de toda a ilha, sendo que a contribuição económica dos polinizadores corresponde, a 36,2% do lucro médio total das culturas agrícolas dependentes.

Apesar dos dados existentes referentes à ponderação deste serviço para a agricultura da Ilha Terceira, existem ainda algumas lacunas no estudo da dependência deste serviço, que são possíveis de ultrapassar com o desenvolvimento de estudos no ramo da biologia reprodutiva e da ecologia da polinização, tal como foi sublinhado por Picanço (2017), para que a representação do serviço seja mais próxima de realidade.

As culturas dependentes de polinizadores são imprescindíveis para manter o equilíbrio alimentar agrícola, e fazer face às necessidades crescentes da população.

### 3.4 Cartografia do Serviço de Polinização da Ilha Terceira

#### 3.4.1 Potencial de Recursos Florais e de Nidificação

Para a elaboração destes dois mapas, foi tida em consideração a cartografia do uso e ocupação do solo na sua versão mais recente (2007). Para a área de estudo, bem como o inventário florestal existente (2008). Foi assim elaborada uma tabela de dupla entrada (tabela de LULC), onde foram relacionadas as várias classes de uso do solo com a capacidade de fornecer, quer Recursos Florais (RF), quer Recursos de Nidificação (RN).

De acordo com a metodologia base, associada ao estudo de Zulian et al., (2013a, 2013b), foram atribuídas as respetivas ponderações, posteriormente revistas por Ana Picanço (especialista em biologia da conservação de áreas protegidas em ilhas) e Paulo Borges (especialista em biodiversidade dos Artrópodes dos Açores).

Estas ponderações variam entre (0) e (1), representando o (0) a ausência e o (1) a presença máxima de cada um dos recursos.

Nesta metodologia, são tidas em consideração diversas componentes, como a ocupação do solo, a ocupação agrícola, as florestas, as áreas ripícolas e a rede viária (designada como beiras de estrada). Foi necessário recolher todas estas informações através de bases cartográficas existentes, que apresentassem o máximo detalhe possível, de forma a otimizar cada uma das componentes. Depois de analisadas e de verificada a sua pertinência, procedeu-se à criação do mapa final de ocupação do solo, tendo em conta as ponderações atribuídas.

Toda a informação foi trabalhada numa primeira fase em formato vetorial e posteriormente convertida para o formato *raster*, com uma resolução espacial de 25 metros.

Elaborou-se com a ajuda da especialista Ana Picanço, a tabela de espécies que provavelmente ocorrem no local, tendo-se utilizado todas as espécies (tabela 3.4).

Tabela 3.4. Espécies existentes na Ilha Terceira e as suas características

ID	Espécie	Dimensão	Local de Nidificação	Foraging activity (Fenologia)	Alpha (foraging distances) m
1	<i>Apis mellifera Linnaeus</i>	12 mm a 13 mm	Cavidades	Todo o ano	5000
2	<i>Bombus ruderatus (Fabricius)</i>	16 mm a 22 mm	Furos no solo	Todo o ano	1500
3	<i>Bombus terrestris (Linnaeus)</i>	11 mm a 22 mm	Furos no solo	Todo o ano *	160
4	<i>Halictus minutissimus (Kirby)<sup>†</sup></i>	5 mm	Ninhos na Terra	Jullho	160
5	<i>Halictus morio (Fabricius)</i>	7 mm a 8 mm	Em superfícies nuas ou com vegetação superficial em encostas voltadas para o sul ou áreas planas	Abril a Setembro	160
6	<i>Halictus smeathmanellus (Kirby)</i>	4 mm a 5 mm	Em estruturas verticais, encostas de vegetação escassa, fendas em penhascos ou paredes	Jullho a Agosto	160
7	<i>Halictus villosulus (Kirby)</i>	4 mm a 9 mm	Substratos sobre encostas de vegetação escassa, penhascos ou áreas planas	Julho a Setembro <sup>2*</sup>	160
8	<i>Hylaenus signatus (Panzer)<sup>*</sup></i>	7 mm a 9 mm	Nas cavidades existentes	Junho a Agosto	160
9	<i>Megachile centuncularis (Linnaeus)</i>	9 mm a 12 mm	Furos no solo	Julho a Setembro	300

Fonte: Beekman e Ratnieks (2000); Osborne, et al. (2008); Bennet, et al. (2018); Gathmann e Tschardt (2002); Weissmann et al. (2017).

\* Estas duas espécies apenas constam em bibliografia como estando presentes na Ilha Terceira, assim e de acordo com a especialista Ana Picanço, foi atribuída a mesma distância alfa que às espécies do género *Halictus*.

Nesta tabela, foram tidos em consideração os locais de nidificação preferenciais de cada espécie, a sua fenologia de acordo com as diversas estações do ano, a distância que percorrem e ainda a sua abundância relativa. Os valores atribuídos à abundância relativa têm como base um estudo desenvolvido pela especialista acima referida, recorrendo a trabalho de campo e a bibliografia consultada.

Através da conjugação de todas as variáveis foi elaborado, o mapa de potencial de Recursos Florais e Recursos de Nidificação. De seguida e de forma mais detalhada, serão apresentadas as diversas variáveis, as suas características e como foram trabalhadas.

### 3.4.1.1 Carta de Usos e Ocupação do Solo

Foi utilizada a Carta de Usos e Ocupação do Solo de 2007 (COS07), produzida pelo Governo Regional dos Açores (DROTRH, 2008), uma vez que é a cartografia oficial mais recente para a área de estudo.

A opção por esta carta está também relacionada com o detalhe que apresenta para a Ilha Terceira, encontrando-se a uma escala de 1:25 000 e cuja unidade mínima cartografada é de 5 ha. A carta apresenta 26 classes, uma vez que abrange todas as ilhas do Arquipélago dos Açores. Tendo em consideração apenas a área de estudo (Ilha Terceira), as classes presentes são 21.

A classe que correspondente ao oceano não será tida em consideração, uma vez que não é pertinente para a análise de presente estudo.

### 3.4.1.2 Ocupações Agrícolas

De acordo com a informação existente no COS07, não existe o detalhe necessário para a identificação do tipo de culturas existentes. Esta ausência de pormenor na cartografia pode justificar-se, por não existir uma prática agrícola intensiva, mas sim, em pequenas parcelas agrícolas e com uma diversidade e rotatividade de culturas consoante a época do ano. Foi posteriormente discutida com os mesmos especialistas a ponderação a atribuir a estas áreas, constando na tabela de LULC (tabela 5).

### 3.4.1.3 Galeria Ripícola

De acordo com a metodologia utilizada, as galerias ripícolas correspondem às áreas adjacentes aos rios e ribeiras, sendo referidas como importantes áreas de habitat, no que aos polinizadores diz respeito (Cole et al., 2015). Estas áreas foram obtidas através da rede hidrográfica existente, fornecidas através da informação geográfica da Ilha Terceira, Direção Regional do Ambiente, Secretaria Regional do Ambiente do Governo Regional dos Açores, 2018.

Dadas as características da ilha, foram apenas tidas em consideração as linhas de água de primeira ordem, uma vez que apenas estas podem apresentar as características referidas na metodologia.

Após a seleção destas redes, foi aplicado um *buffer* (de 25 m), tal como está na metodologia de Zulian et al. (2013a, 2013b). Estas áreas foram assim, diferenciadas entre si, de forma a serem perceptíveis na análise dos seus diferentes comportamentos.

### 3.4.1.4 Beiras de Estradas

Tendo em consideração a metodologia adotada, estas áreas apresentam-se como importantes corredores ecológicos entre as diversas áreas. Assim sendo, foram apenas tidos em conta os caminhos carreteiros existentes na ilha. Esta base cartográfica foi obtida através das mesmas fontes que as áreas ripícolas. Tal como ocorreu aquando da elaboração das áreas ripícolas, nesta rede também é aplicado um *buffer* (de 25 m), apresentando também valores distintos das suas características. Uma outra questão metodológica a referir é o impacte negativo, que as redes viárias com grande intensidade de tráfego apresentam, o que não foi tido em consideração neste estudo dada a inadequabilidade a esta área (não existem localmente vias de comunicação com essas características).

### 3.4.1.5 Áreas Florestais

Esta variável foi obtida através do Inventário Florestal existente (DRRF, 2008) e extraída a informação sobre os diversos tipos de florestas presentes na área de estudo. Associada à metodologia base de Zulian et al., (2013a, 2013b), foi elaborado um *buffer* de (-50 metros), dado que as características das áreas florestais não são as mesmas no seu todo, para os polinizadores. Assim, as áreas limítrofes são consideradas mais ricas em biodiversidade, apresentando um maior potencial de presença de polinizadores, enquanto o núcleo apresenta uma menor biodiversidade.

### 3.4.1.6 Atribuição das Ponderações

As ponderações atribuídas a cada uma das classificações de uso do solo encontram-se na tabela 3.5. As ponderações atribuídas têm em consideração a metodologia de Zulian et al. (2013a, 2013b). De acordo com cada tipo de floresta e com as espécies que cada uma contempla, foram atribuídas diferentes ponderações, consoante a sua adequabilidade a cada uma das variáveis analisadas. As ponderações foram discutidas com os especialistas anteriormente referidos, e ajustadas consoante a realidade e as características dos polinizadores nativos.

Tabela 3.5. Tabela de LULC

Classe	Ocupação do Solo	RF	RN	
Superfícies Artificiais	Tecido Urbano Contínuo	0	0	
	Tecido Urbano Descontínuo	<i>Acacia melanoxylon</i>	0,2	0,2
		<i>Eucalyptus globulus</i>	0,4	0,3
	Indústria, Comércio e equipamentos gerais	0	0	
	Aeroporto e aeródromo	0,2	0	
	Áreas portuárias	0	0	
	Equipamentos desportivos, culturais e de lazer e zonas históricas	0,2	0	
	Espaços Verdes Urbanos	<i>Cryptomeria japonica</i>	0,4	0,3
		<i>Pittosporum undulatum</i>	0,5	0,4
		<i>Acacia melanoxylon</i>	0,3	0,3
	Culturas Temporárias e de Sequeiro	<i>Eucalyptus globulus</i>	0,6	0,5
<i>Pittosporum undulatum</i>		0,6	0,5	
<i>Acacia melanoxylon</i>		0,3	0,3	
Vinhas	0,4	0,5		
Ocupação Agrícola (CLC06)	Sistemas de Culturais e parcelares complexos	<i>Acacia melanoxylon</i>	0,3	0,3
		<i>Eucalyptus globulus</i>	0,6	0,5
		<i>Pittosporum undulatum</i>	0,6	0,5
	Agricultura em espaços naturais e semi-naturais	<i>Cryptomeria japonica</i>	0,5	0,5
		<i>Acacia melanoxylon</i>	0,4	0,4
		<i>Eucalyptus globulus</i>	0,6	0,5

		<i>Myrica faya</i>	0,8	0,6	
		Outras Folhosas	0,8	0,8	
		<i>Pinus pinaster</i>	0,4	0,3	
		<i>Pittosporum undulatum</i>	0,6	0,5	
		Vegetação Natural	0,5	0,5	
	Pastagens permanentes	<i>Cryptomeria japonica</i>	0,7	0,7	
		Outras Resinosas	0,7	0,8	
		<i>Eucalyptus globulus</i>	0,7	0,7	
		<i>Acacia melanoxylon</i>	0,6	0,6	
		<i>Pittosporum undulatum</i>	0,6	0,5	
<b>Florestas Abertas, Vegetação Arbustiva e herbácea</b>	Florestas abertas, cortes e novas plantações	<i>Cryptomeria japonica</i>	Limite	0,7	0,7
			Núcleo	0,5	0,5
		<i>Acacia melanoxylon</i>	Limite	0,6	0,6
			Núcleo	0,5	0,5
		<i>Eucalyptus globulus</i>	Limite	0,9	0,8
			Núcleo	0,7	0,6
		<i>Pinus pinaster</i>	Limite	0,5	0,4
			Núcleo	0,3	0,3
		<i>Pittosporum undulatum</i>	Limite	0,7	0,6
			Núcleo	0,5	0,4
	Florestas de folhosas	<i>Acacia melanoxylon</i>	Limite	0,6	0,6
			Núcleo	0,5	0,5
		<i>Eucalyptus globulus</i>	Limite	0,9	0,8
			Núcleo	0,7	0,6
		Outras Resinosas	Limite	0,6	0,8
			Núcleo	0,5	0,6
		<i>Pinus pinaster</i>	Limite	0,5	0,4
			Núcleo	0,3	0,3
		<i>Pittosporum undulatum</i>	Limite	0,7	0,7
			Núcleo	0,5	0,5
	Florestas resinosas	<i>Cryptomeria japonica</i>	Limite	0,7	0,7
			Núcleo	0,6	0,5
		<i>Pinus pinaster</i>	Limite	0,5	0,4
			Núcleo	0,3	0,3
		Vegetação Natural	Limite	0,8	0,8
			Núcleo	0,6	0,7
	Florestas mistas	<i>Cryptomeria japonica</i>	Limite	0,7	0,7
			Núcleo	0,5	0,5
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>		Limite	0,6	0,5	
		Núcleo	0,4	0,4	
<i>Eucalyptus globulus</i>		Limite	0,9	0,8	
		Núcleo	0,7	0,6	
Vegetação Herbácea Natural	<i>Acacia melanoxylon</i>	0,9	1		
<b>Espaços abertos com nenhuma ou pouca vegetação</b>	Matos	<i>Cryptomeria japonica</i>	0,5	0,5	
		<i>Acacia melanoxylon</i>	0,6	0,6	
		<i>Eucalyptus globulus</i>	0,9	0,8	
		<i>Pinus pinaster</i>	0,3	0,3	
		<i>Pittosporum undalatum</i>	0,7	0,6	
	Turfeiras	0,8	0,9		
	Áreas de deposição de Resíduos	0,2	0		
	Áreas de extração de inertes	0,2	0,2		
	Áreas em construção	0,2	0		
	<b>Rede Viária</b>	Caminho Carreteiro	0,6	0,6	
<b>Rede Hidrografia</b>	1º Ordem	0,9	0,8		

### 3.5 Aplicação e Comparação dos modelos ESTIMAP e InVEST na Área de Estudo

De acordo com todas as diferenças já referidas anteriormente, e tendo este estudo também como objetivo, a análise da adequabilidade dos dois modelos a utilizar, em pequenas ilhas oceânicas da Macaronésia (como a Ilha Terceira), a expectativa era que os resultados obtidos pela aplicação de ambos os métodos sejam similares, embora o modelo ESTIMAP, dada a bibliografia consultada e a sua maior abrangência no que à conjugação de variáveis diz respeito, se pudesse em teoria, aproximar-se mais da realidade existente na ilha Terceira.

A maior expectativa em relação ao modelo ESTIMAP está relacionada com o facto de todas as bases serem executadas pelo próprio utilizador, enquanto no InVEST, os resultados são elaborados pelo *software*.

Na execução dos dois modelos, serão tidas em consideração duas variáveis, a Abundância Relativa de Polinizadores (ARP) e o Potencial Relativo de Polinização (PRP), de forma a perceber as características da ilha Terceira e a pertinência da cartografia deste serviço.

Os mapas de ARP irão representar a abundância de polinizadores em cada uma das células, de acordo com os recursos florais existentes, tendo em consideração os alcances de voo dos polinizadores.

Os mapas de PRP irão representar a abundância dos polinizadores que visitam cada uma das células, fornecendo assim o serviço de polinização.

De acordo com as várias espécies de polinizadores existentes e dadas as suas diferentes características decidiu-se ter em consideração três distâncias de voo distintas: (<250 m), (<500 m) e (>1000 m).

Esta diferenciação pode levar a um problema metodológico, uma vez que as espécies que percorrem uma maior distância dispõem, de uma maior fração de recursos florais, quando comparadas com as outras que apresentam uma menor capacidade de alcance de voo. Espera-se que, devido às características, das espécies com um maior alcance de voo, apresentem valores superiores, relativamente à sua abundância.

Os resultados obtidos relativamente à distância dos polinizadores, e à associação aos recursos alimentares vão ao encontro do esperado. Assim, os polinizadores com maior alcance de voo apresentam valores de ARP superiores em ambas as abordagens metodológicas.

Para a execução dos modelos assumiu-se que, todas as direções de voo das abelhas apresentam a mesma probabilidade, independentemente de apresentarem maior ou menor ponderação de LULC. O que pode ser contraditório, dado que de acordo com a metodologia de Zulian et al., (2013a, 2013b), as áreas florestais apresentam maior biodiversidade nos seus limites, do que no seu núcleo.

## 4. Resultados e Discussão

### 4.1 Abundância de polinizadores e potencial de polinização

Através da carta de usos e ocupação do solo e da sua associação às ponderações atribuídas na tabela de LULC, foi possível reproduzir os mapas de recursos florais (RF) e de nidificação (RN), que estão ilustrados respectivamente nas figuras 4.1 e 4.2.

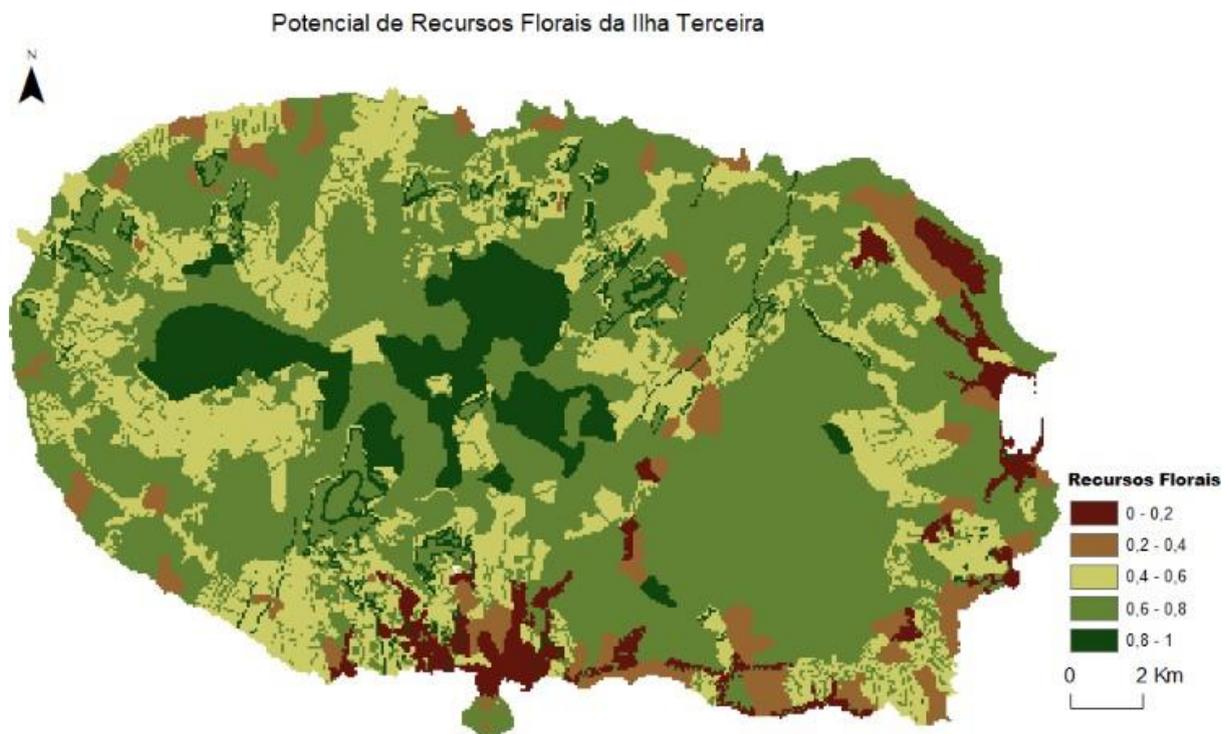


Figura 4.1. Mapa do potencial de recursos florais da Ilha Terceira

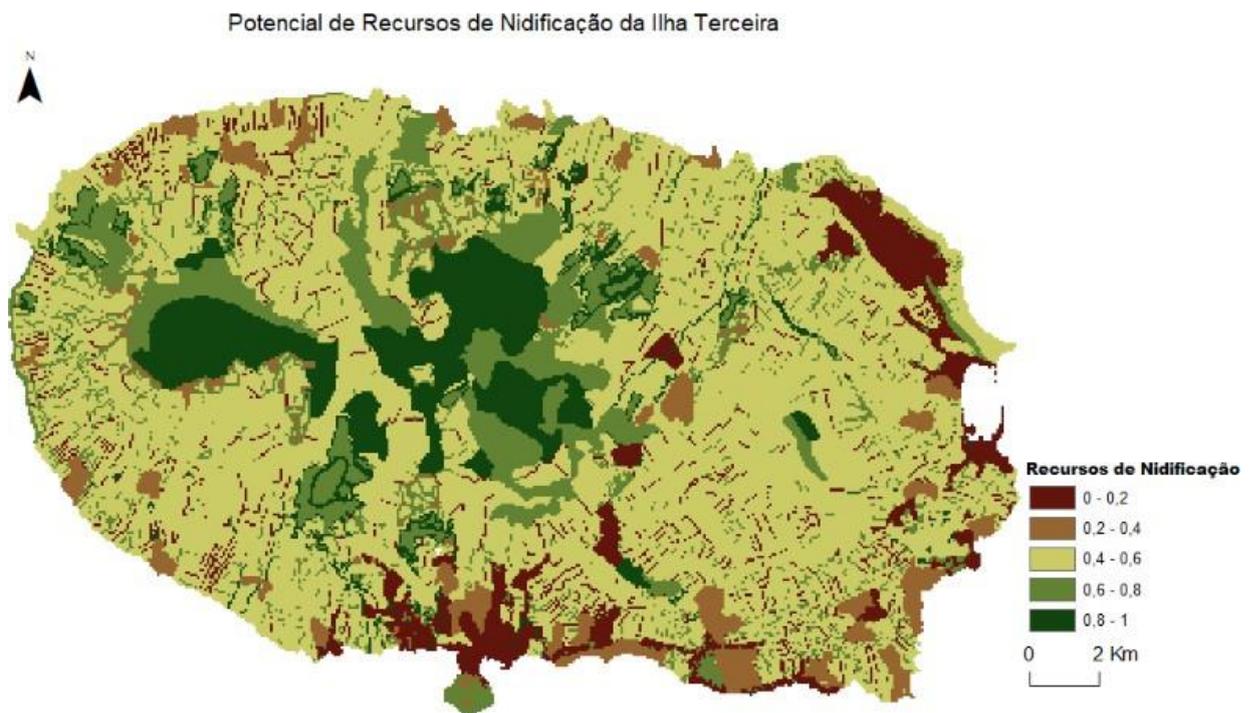


Figura 4.2. Mapa do potencial de recursos de nidificação da Ilha Terceira

Quando se comparam ambos os mapas relativos aos dois potenciais representados, verifica-se numa primeira observação que existem duas características comuns, o baixo ou inexistente valor potencial das superfícies artificializadas e os valores mais elevados registados nas turfeiras e em algumas áreas florestais.

Observando apenas o mapa representado na figura 4.1, pode-se afirmar que, a ilha apresenta um bom potencial no que diz respeito aos recursos florais.

Quanto ao mapa representado na figura 4.2, apresenta resultados mais dispersos pela ilha, salientando-se a preponderância dos caminhos carreteiros, que apresentam um potencial muito semelhante ao das superfícies artificializadas, revelando assim, que as disponibilidades de recursos de nidificação na ilha são maioritariamente médio/baixos.

Os mapas obtidos foram, a base para a aplicação dos dois modelos trabalhados que juntamente com o alcance de voo das abelhas, permitiram a execução dos mapas de Abundância Relativa de Polinizadores (ARP) e do Potencial Relativo de Polinização (PRP), produtos da aplicação dos modelos ESTIMAP e InVEST.

## 4.2 Análise e Comparação da Abundância Relativa de Polinizadores

Encontra-se de seguida os mapas obtidos em ambas as abordagens para os três alcances de voo definidos, relativamente à variável abundância relativa de polinizadores.



Figura 4.3. Mapa da abundância relativa de polinizadores (250 Metros - ESTIMAP)



Figura 4.4. Mapa abundância relativa de polinizadores (250 Metros - InVEST)



Figura 4.5. Mapa da abundância relativa de polinizadores (500 Metros -ESTIMAP)



Figura 4.6. Mapa da abundância relativa de polinizadores (500 Metros -InVEST)

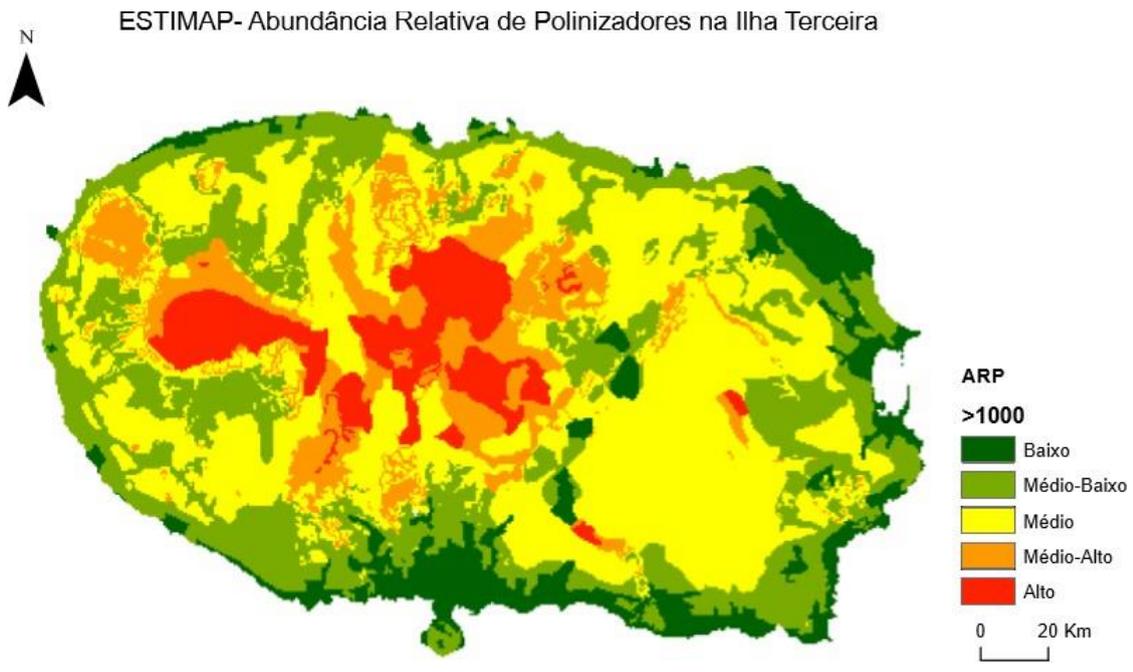


Figura 4.7. Mapa da abundância relativa de polinizadores (1000 Metros -ESTIMAP)

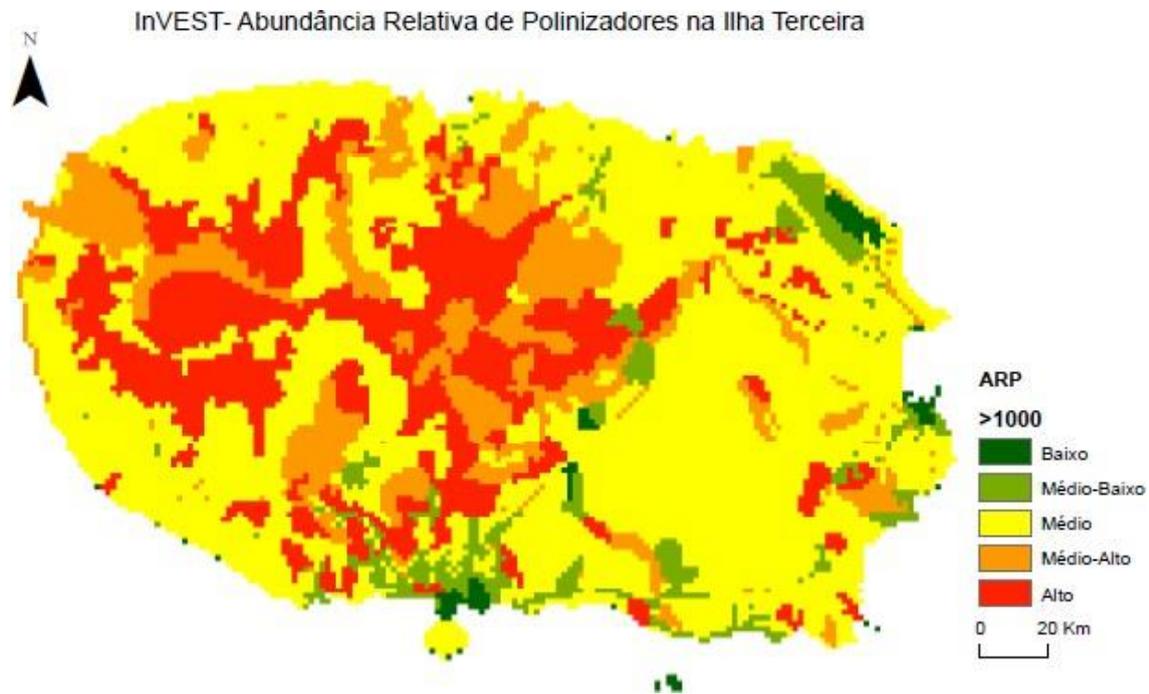


Figura 4.8. Mapa da abundância relativa de polinizadores (1000 Metros – InVEST)

De acordo com os resultados obtidos de Abundância Relativa de Polinizadores no modelo InVEST, pode verificar-se que as diferenças registadas são quase inexistentes, sendo que as áreas com registo de maior abundância, se apresentam praticamente intactas, independentemente do alcance de voo.

Importa salientar, que os valores registados em ARP apresentam a sua diferença mais notória na Reserva Florestal de Recreio do Monte Brasil, nos diferentes alcances de voo. Como seria expectável, de acordo com a metodologia associada, ao maior alcance de voo, que face aos restantes alcances, regista uma maior abundância. O que neste caso de estudo não se verifica de forma muito notória, dado que os locais que registam uma maior abundância, são semelhantes em todos os alcances analisados.

Em relação aos resultados obtidos no ESTIMAP, pode-se verificar que, na Reserva Florestal de Recreio do Monte Brasil a sua abundância diminui à medida que a distância do alcance de voo aumenta. A maior diferença registada que pode ser observada, corresponde às áreas que apresentam um potencial médio nos alcances de (<250 e <500 m), que registam valores superiores de potencial médio alto em alcances superiores. Indo ao encontro do esperado, ou seja, o registo de uma maior abundância relativa em termos espaciais na ilha de acordo com o aumento do alcance de voo das abelhas.

Tal como seria de esperar, de acordo com a metodologia utilizada, os resultados obtidos no ESTIMAP, no que concerne a esta variável, demonstram uma maior coerência territorial, quando comparado com o InVEST, aproximando-se potencialmente mais da realidade, sendo que os polinizadores com menores distâncias, apresentam menos abundância e vice-versa.

Esta coerência está associada à delimitação de áreas de maior abundância, de acordo com o maior alcance de voo, e de acordo com as variáveis utilizadas na produção deste mapa. A maior coerência de resultados e a sua adequabilidade é reforçada pela premissa, de ser o próprio utilizador a guiar o desenvolvimento dos resultados, segundo uma metodologia, mais adaptável a diferentes contextos.

Em contrapartida, o que desfavorece o programa InVEST, no que concerne à representação desta variável, são os resultados muito similares em todos os alcances de voo analisados.

Este programa apresenta como desvantagem ainda, o facto de serem preparadas as entradas consideradas necessárias e obtidos os seus resultados através do seu processamento. Uma possível explicação para que estes resultados não sejam considerados os mais ajustados à realidade, prende-se como o facto de ser um programa que atua a várias escalas e em diferentes tipos de características territoriais. Como forma de melhorar estes resultados deveriam ser tidas em consideração, diferentes metodologias para as diferentes escalas de análise, bem como para diferentes territórios, podendo vir a ser colmatadas algumas destas falhas tendo-se em conta, as características naturais mais diferenciadoras e que apresentem uma maior preponderância face à temática analisada.

### 4.3 Análise e Comparação do Potencial Relativo de Polinizadores

Encontra-se de seguida os mapas obtidos em ambas as abordagens para os três alcances de voo definidos, relativamente à variável potencial relativo de polinizadores.

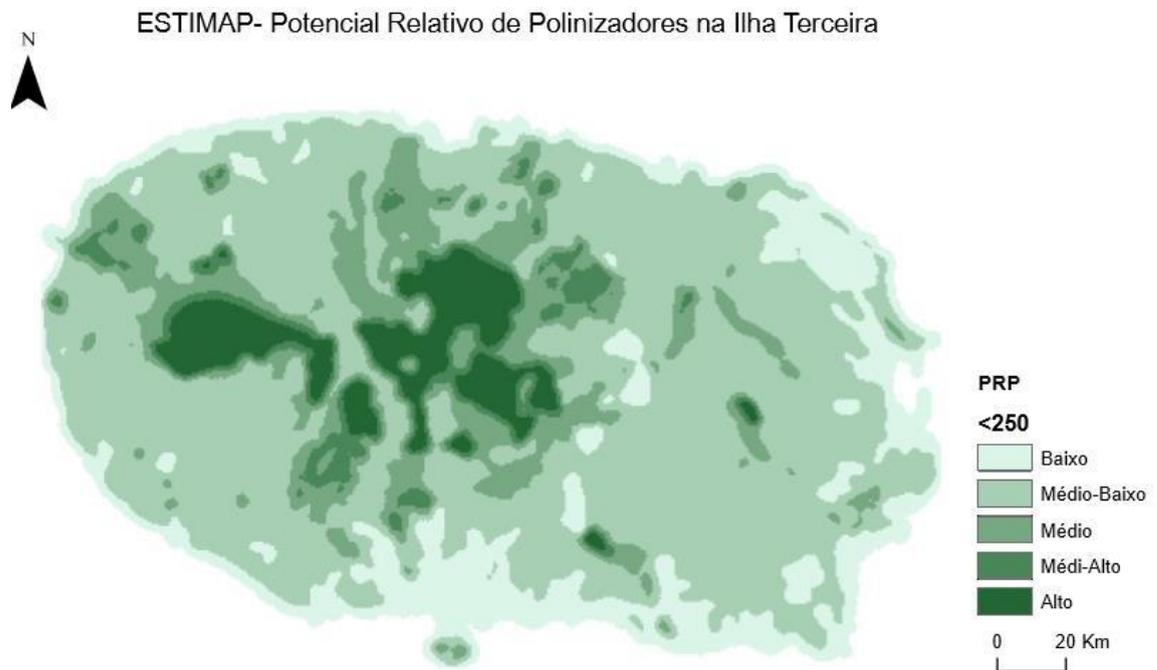


Figura 4.9. Mapa do potencial relativo de polinizadores na Ilha Terceira (250 Metros-ESTIMAP)

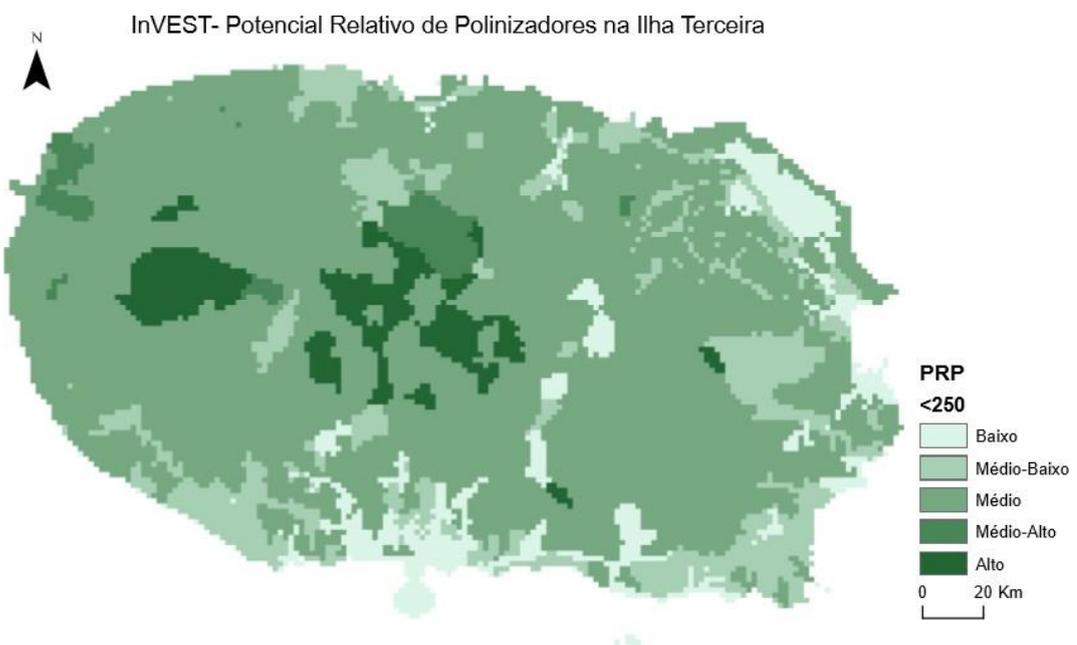


Figura 4.10. Mapa do potencial relativo de polinizadores na Ilha Terceira (250 Metros -InVEST)

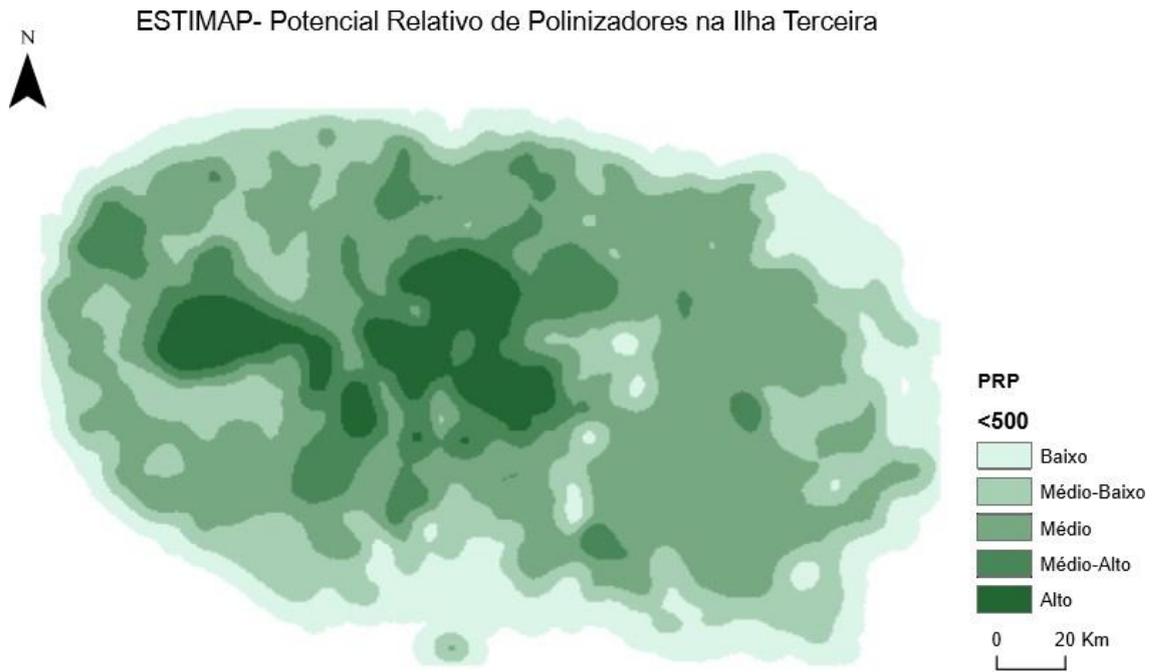


Figura 4.11. Mapa potencial relativo de polinizadores na Ilha Terceira (500 Metros-ESTIMAP)

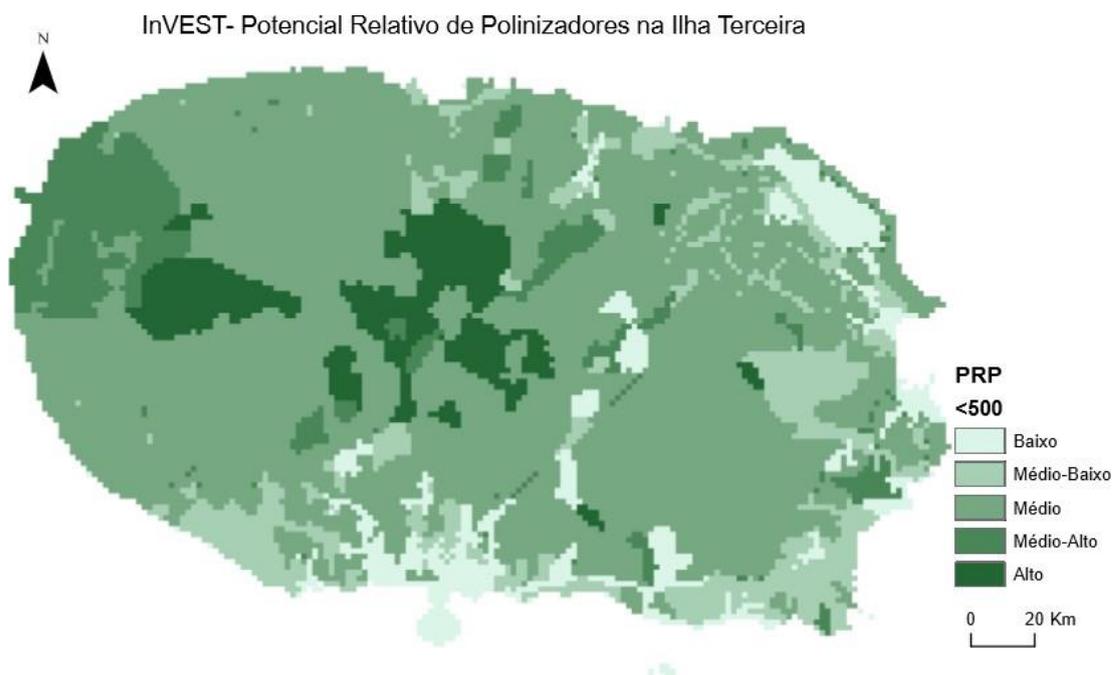


Figura 4.12. Mapa potencial relativo de polinizadores na Ilha Terceira (500 Metros -InVEST)

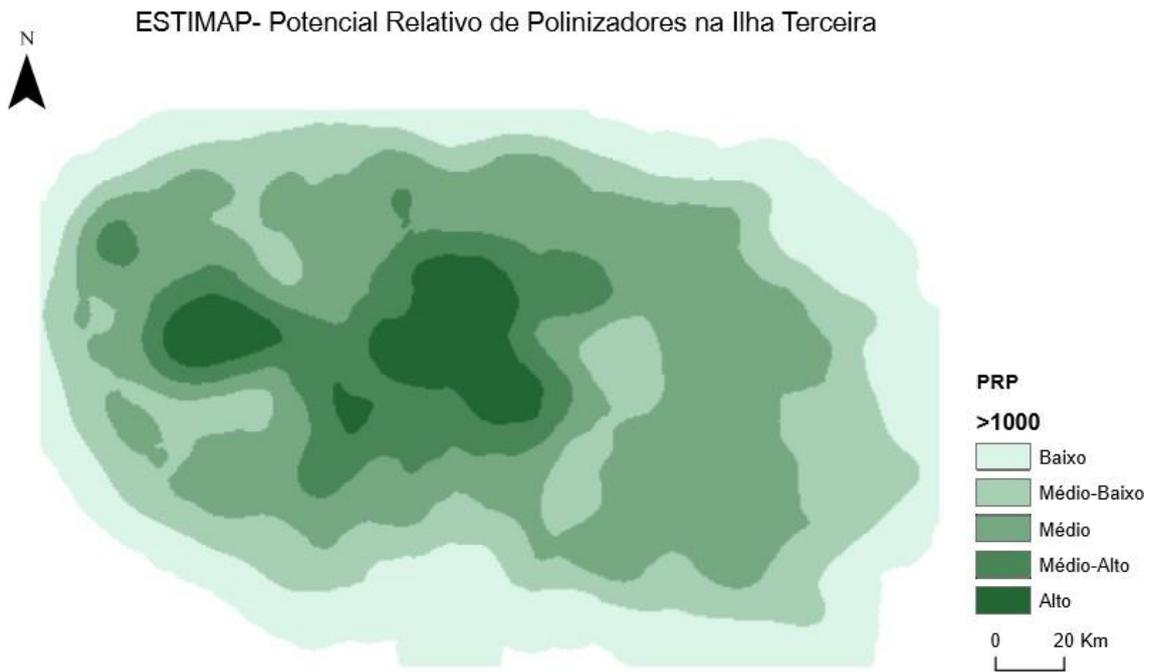


Figura 4.13. Mapa potencial relativo de polinizadores na Ilha Terceira (1000 Metros – ESTIMAP)

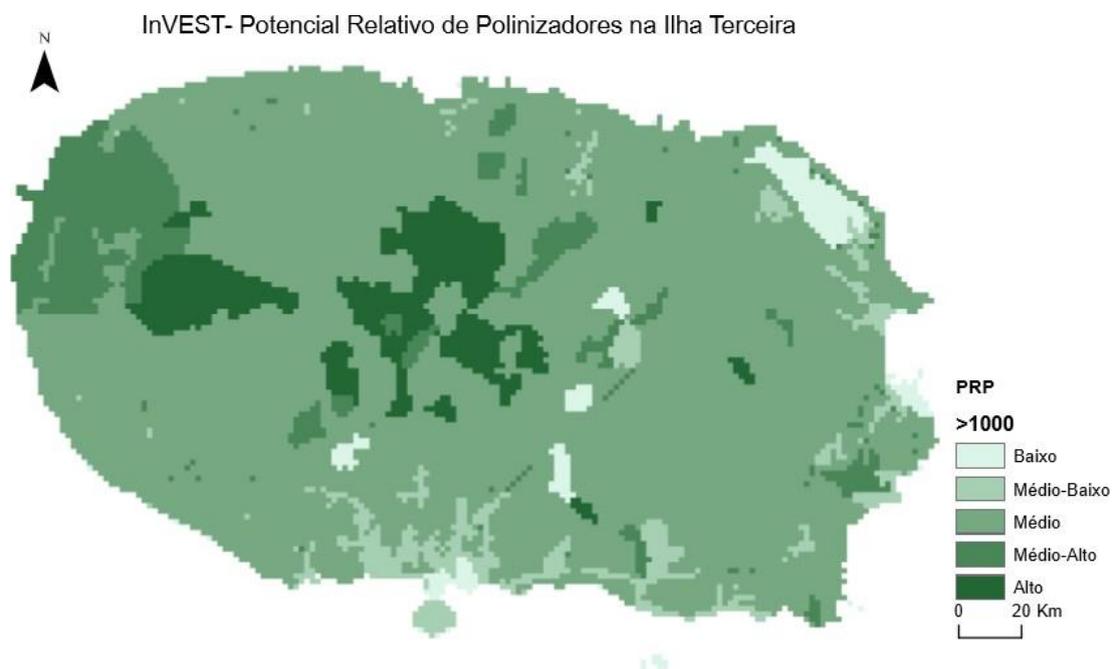


Figura 4.14. Mapa do potencial relativo de polinizadores na Ilha Terceira (1000 metros - InVEST)

De acordo com os resultados obtidos através do programa InVEST, para a variável PRP, a par do que acontece com a variável ARP os resultados apresentam-se também muitos semelhantes. A diferença mais notória encontra-se representada a oeste da ilha, onde ocorre um aumento gradual do potencial, com o aumento do alcance de voo. Seria expectável que o maior alcance de voo apresentasse, uma abrangência territorial mais significativa, o que não se verifica de forma muito notória.

Em relação ao programa ESTIMAP, os resultados esperados apresentaram um maior pormenor e uma maior aproximação à realidade. Apesar do realismo representado nos mapas, a precisão geográfica não é a mais próxima da realidade, dado que nos maiores alcances de voo, os limites territoriais da ilha são ultrapassados. Verifica-se ainda que, as áreas de maior PRP como seria de esperar, aumentam com o alcance de voo das espécies, o que vem reforçar também, o potencial deste SE, nesta área de estudo.

Se compararmos estes resultados com a variável ARP, verificamos que os seus valores coincidem geograficamente, ou seja, as áreas com maiores e menores valores mantêm-se em ambas as variáveis.

Após a análise dos resultados obtidos em cada um dos programas, no que respeita a esta variável, pode-se verificar que o programa ESTIMAP, apesar de representar de forma mais pertinente e mais próxima à realidade, apresenta ainda assim, uma menor coerência territorial à medida que o alcance de voo aumenta.

Esta menor precisão territorial pode ser explicada, com o facto de a base para a execução deste mapa ser o mapa de ARP. Esta questão pode ser reajustada através da metodologia associada, uma vez que em áreas territoriais mais abrangentes, poderá não ser tão perceptível da e em pequenas ilhas oceânicas ser mais notória.

Em contrapartida, o que desfavorece o programa InVEST no que diz respeito a esta variável, são novamente os resultados muito similares em todos os alcances de voo analisados. Realça-se novamente também o facto de o processamento de dados ser feito pelo programa, o que desfavorece os resultados finais, uma vez que os territórios não apresentam o mesmo comportamento.

Reforça-se assim, novamente a ideia da necessidade de ajustar as entradas de dados à escala de análise, para que a diferenciação das variáveis seja mais notória.

Depois de comparados os resultados obtidos em ambos os programas, e recorrendo à premissa utilizada aquando da elaboração dos mapas, verifica-se que, o voo das abelhas apresenta a mesma probabilidade independentemente da sua direção.

Estes resultados podem ser justificados pelas ponderações atribuídas na tabela 5, indo ao encontro da metodologia usada.

No caso específico de pequenas ilhas oceânicas da Macaronésia, como a Ilha Terceira, que apresentam, em teoria maiores capacidades de RN e de RF, dadas as características dos seus ecossistemas, quando comparados com as restantes espécies com menor alcance, apresentam uma maior abundância relativa, uma vez que a probabilidade de abrangerem áreas de ausência de recursos, é menor.

Esta afirmação não quer dizer que as espécies com menor alcance de voo registem, uma maior abundância quando comparadas com espécies de maior alcance. O que se pretende demonstrar é que em pequenas ilhas oceânicas, como esta, os ecossistemas são mais homogêneos e apresentam menos modificações antropogênicas, o que permite assim uma maior biodiversidade e estabilidade do ecossistema.

Estes ecossistemas também se apresentam mais frágeis, com menos capacidade de adaptação quando comparados com outros, devido em grande parte ao seu isolamento, que não permite a existência de corredores ecológicos que liguem diferentes ecossistemas (que liguem as restantes ilhas). Estes sistemas são classificados como quase fechados, onde as mudanças têm consequências mais gravosas e a adaptabilidade em teoria, é menor.

Para os dois modelos utilizados, os valores cartografados de ARP e PRP, apresentam sempre valores mais elevados para as espécies de maior alcance. Isto deve-se à maior oferta de recursos disponíveis, bem como ao maior potencial de polinização, originado pela maior abundância. Estes resultados correspondem ao esperado com base na metodologia de Lonsdorf et al., (2009) e Zulian et al., (2013a, 2013b).

Aquando da aplicação destes modelos, foi assumido que todas as direções têm a mesma probabilidade de serem tomadas pelos polinizadores (Lonsdorf et al., 2009; Zulian et al., 2013a). Apesar desta aplicação, e tendo como base a bibliografia consultada, sabe-se que quanto maior é a distância percorrida pelas abelhas (alcance de voo), maior é a sua seletividade referente aos recursos florais.

É ainda importante realçar que, apesar de ter sido aplicada a mesma matriz para os dois modelos trabalhados, em ambas as variáveis analisadas, as células apresentam-se todas com potencial de polinização, o que não corresponde à realidade, como é exemplo o de algumas superfícies artificializadas (tabela 7). Este será um aspeto que poderá ser melhorado em futuras metodologias.

## 5. Integração do Serviço de Polinização na Gestão e Planeamento Territorial

A importância da inclusão desta temática na gestão territorial prende-se essencialmente, com a necessidade de assegurar a adequada preservação e gestão de recursos naturais. Tendo em consideração a vulnerabilidade e especificidades de ilhas oceânicas como a Terceira.

De acordo com as diferentes escalas territoriais, a hierarquização dos planos e programas e ainda os objetivos específicos de cada um, pretende-se integrar este serviço de ecossistema, para que os seus recursos sejam preservados.

Tendo em consideração as características da área de estudo, e não esquecendo que se trata de uma pequena ilha oceânica, é necessário ter em consideração que estes ecossistemas são mais vulneráveis, devido às suas características biofísicas, demográficas e socioeconómicas, que se tornam desafios adicionais para o desenvolvimento sustentável, para a conservação da natureza e da paisagem (Calado et al., 2007; Calado, 2008; Lagabrielle et al., 2011). Considera-se assim, que as atividades humanas representam nestas ilhas oceânicas, uma maior pressão sobre os ecossistemas (van Beukering et al., 2007; Lagabrielle et al., 2009).

A delimitação e criação de áreas protegidas, em contextos como o da área em estudo, podem gerar uma maior competição pelos espaços e pelos recursos limitados (Lagabrielle et al., 2011). De forma a contrariar a emergência destes conflitos territoriais, é necessário existirem modelos colaborativos para que o problema seja solucionado, devendo por isso existir um envolvimento dos vários atores territoriais.

Assim, a gestão das áreas protegidas será mais eficiente se for adotada uma abordagem inclusiva, baseada na colaboração dos atores e das comunidades locais (Borrini-Feyerabend, 1996). O envolvimento efetivo dos atores no planeamento e na gestão pode facilitar a identificação e localização proactiva dos conflitos, minimizando *trade-off* negativos entre conservação e desenvolvimento económico, e aumentando a perceção pública sobre os benefícios proporcionados pelos ecossistemas e pelos estatutos de proteção (Lewis, 1996; Jamal, 2004).

A gestão e planeamento territorial estão inerentes a qualquer unidade territorial, independentemente da sua escala. Para o presente caso de estudo, encontram-se na figura 5.1 representados os diferentes Planos e Programas territoriais, que são aplicados à ilha Terceira.

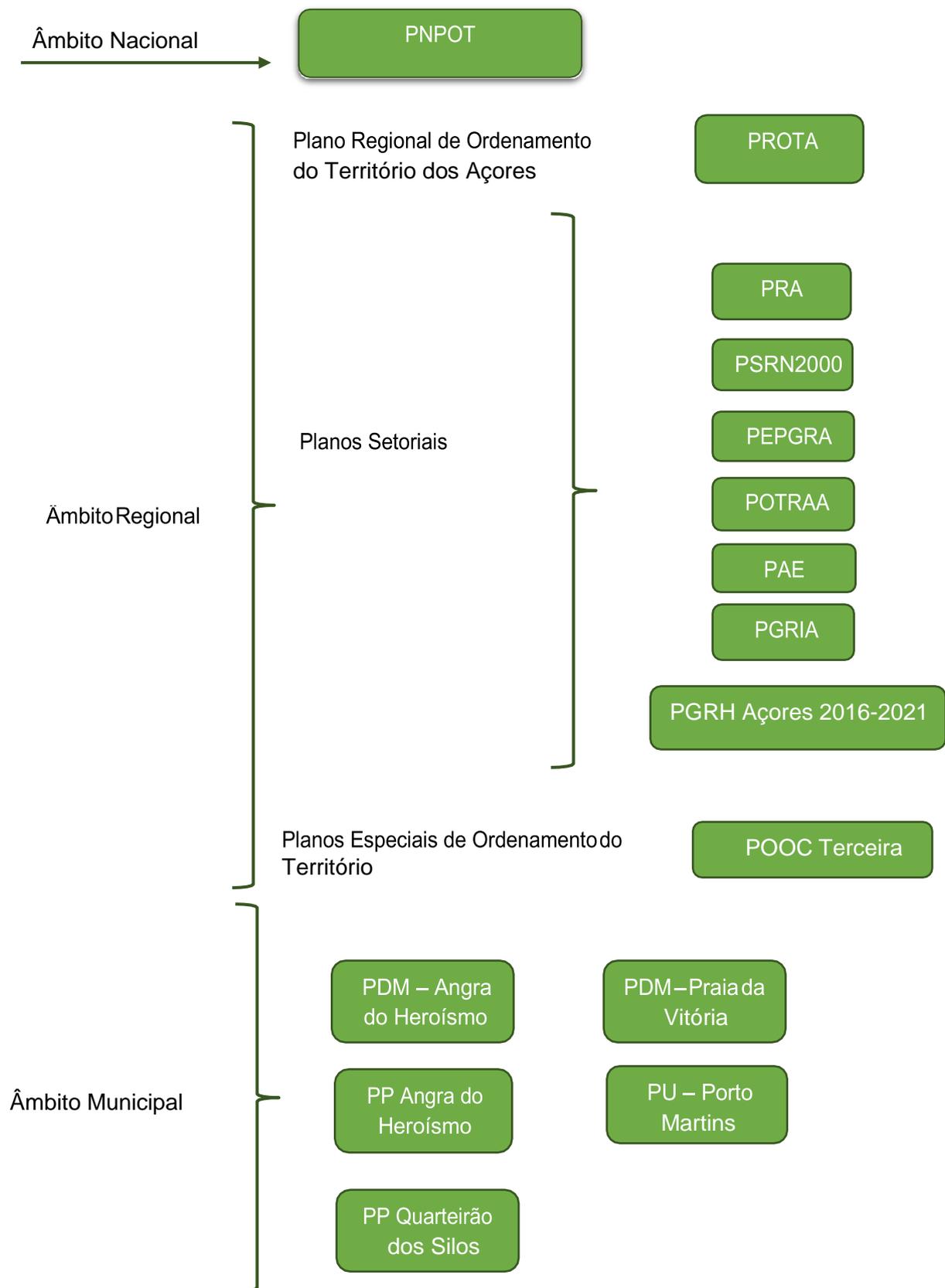


Figura 5.1. Planos e Programas territoriais aplicados à Ilha Terceira

Independentemente da escala analisada de cada um dos Planos e Programas, o seu principal objetivo é estabelecer o regime jurídico dos Instrumentos de Gestão Territorial (IGT), onde se apresentam definidas, algumas das principais regras sobre o planeamento e ordenamento do território em Portugal, nomeadamente nos Açores. Neste regime, encontra-se definida a coordenação dos diversos âmbitos territoriais (nacional, regional e municipal), bem como o regime geral de uso do solo. Encontra-se ainda estipulado o regime de elaboração, aprovação, execução e avaliação dos IGT.

Aquando da elaboração e revisão destes programas, torna-se necessário articular e fundamentar a importância da proteção das áreas protegidas com as diversas legislações em vigor, como por exemplo a “Lei de Bases Gerais da Política Pública de Solos, de Ordenamento do Território e de Urbanismo” (LBPPSOTU) e o “Regime Jurídico de Conservação da Natureza e da Biodiversidade” (RJCNB).

A preocupação crescente por um ordenamento e gestão do território engloba, diversas questões desde a sustentabilidade do próprio território, à sua organização e em particular às suas características naturais.

Centre-se a atenção nestas características naturais, onde estão incluídas as áreas protegidas, presentes também na planta de condicionantes do PDM. Nestas áreas delimitadas nos IGT não é possível proceder a qualquer tipo de alteração do regime de uso e ocupação do solo, dado que são Restrições de Utilidade Pública, e constam em planos específicos, como o Parque Natural da Ilha, que se encontra na Rede Regional das Áreas Protegidas dos Açores.

De acordo com a área em estudo, e dado que esta se encontra numa região autónoma, a Rede Regional das Áreas Protegidas apresenta algumas particularidades. Essas particularidades estão relacionadas com a agregação por parte de cada uma das ilhas, de todas as suas áreas protegidas, com os seus estatutos de proteção e conservação, num único instrumento de gestão territorial designado por “Parque Natural de Ilha”, de forma a tornar a sua administração mais simples.

Tendo em consideração a diversidade de características das diversas áreas, derivadas da implementação da Rede Natura 2000, na Região Autónoma dos Açores foi considerado necessário proceder-se à criação de um modelo que uniformiza-se todos os critérios, para uma melhor gestão das diversas designações das áreas classificadas. Esta uniformização levou à criação de uma unidade territorial de ilha, como instrumento de gestão, com um regime jurídico da classificação, da gestão e da administração destas áreas, através do Decreto Legislativo Regional n.º 15/2007/A, de 25 de Junho, posteriormente retificado por Declaração de Retificação n.º 79/2007, de 21 de Agosto.

Foram assim, criadas áreas essenciais de conservação da natureza e da biodiversidade de recursos para que seja permitido assegurar a continuidade dos processos ecológicos.

No caso específico da Ilha Terceira, será usado o Parque Natural de Ilha, nesta abordagem de inclusão dos serviços de ecossistema no planeamento territorial, uma vez que apresenta características mais específicas e pertinentes face a outras formas de abordagem.

O Parque Natural da Ilha Terceira foi criado pelo Decreto Legislativo Regional (DLR) nº11/2011/A, de 20 de abril. Este DLR constitui uma unidade de gestão para as Áreas Protegidas nesta ilha, encontrando-se inserido na Rede Regional de Áreas Protegidas (DLR n.º 15/2007/A, de 25 de junho).

No caso específico da Ilha Terceira, o Parque Natural de Ilha é constituído por 20 áreas protegidas (marinhas e terrestres). Tendo em consideração a área total da ilha, a área ocupada pelo Parque Natural, corresponde a cerca de 29% da área total (tabela 5.1).

Tabela 5.1. Percentagem do PNI face à área abrangida pela Ilha

<b>Classificação da IUCN</b>	<b>Área de IUCN Km<sup>2</sup></b>	<b>Percentagem face ao total de área da Ilha* (%)</b>
I	32612	8,14
III	480	0,12
IV	1552	0,38
V	32823	8,19
VI	48779	12,18
<b>Total</b>	<b>116246</b>	<b>29,01</b>

\*Área aproximada da Ilha 400599 Km<sup>2</sup>.

De acordo com as orientações internacionais, como a classificação dada pela IUCN, encontram-se definidas as áreas de conservação, seja pelas características da paisagem ou pelos seus recursos naturais. Esta classificação veio permitir distinguir as diversas áreas protegidas e perceber, o porquê da sua importância, no que ao ecossistema diz respeito.

Ao longo dos últimos anos tem-se tornado cada vez mais evidente a importância dada aos SE, independentemente da sua função (produção, regulação, cultural, suporte), e do seu benefício direto ou indireto para a Humanidade.

A sua importância não pode ser vista apenas de acordo com uma perspectiva de benefícios/proveitos económicos, mas sim de acordo com a sua importância para o ecossistema e para o ambiente. Não se entenda com isto que, se deve ter exclusivamente uma visão ambientalista, mas existem casos em que esta visão tem de surgir primeiro, pois é a partir de uma boa estabilidade ambiental que se podem retirar alguns proveitos económicos, isto evidentemente, sem colocar em causa a sua regeneração, tarefa não impossível mas complicada nas sociedades modernas, onde o lucro rápido é sempre o motor principal.

Gradualmente têm-se verificado que, a importância das áreas florestais e áreas verdes se tem tornado um ponto fulcral a diversos níveis analisados, contrariando o que outrora acontecia e que hoje se torna irreversível.

Os SE são também uma temática que está cada vez mais “em cima da mesa”, uma vez que já foram entendidos de forma genérica e global os benefícios que proporcionam.

No que se refere ao serviço de polinização, o alerta pela quebra do serviço e pela ameaça às espécies polinizadoras (nomeadamente, abelhas) tem suscitado alguma preocupação. Esta preocupação torna-se evidente através da estratégia para a proteção da saúde das abelhas e apoio aos apicultores, (Proposta apresentada pelo Parlamento Europeu).

De entre as várias propostas referenciadas uma das prioridades, relativamente aos dados revelados, pelos diversos estudos do declínio de polinizadores na UE, é a criação de uma estratégia a grande escala, e a longo prazo, para a proteção da saúde destes polinizadores, bem como o seu repovoamento, para que sejam cuidadas e preservadas as suas populações.

Dentro desta proposta, o plano de ação elaborado para combater a mortalidade destas populações, revela novamente que o benefício económico é uma das prioridades dado que, é proposto um aumento do financiamento ao sector e, um regime de compensações nos programas apícolas para a mortalidade causada por doenças, predações ou catástrofes naturais.

Para além destas causas naturais, um dos fatores que não pode ser colocado de parte é o uso de pesticidas, grandemente responsável pelo declínio destas espécies, como o neonicotinóides (clotianidina, imidaclopride e tiametoxame). A utilização destes pesticidas deve ter-se em consideração o efeito que causa na comunidade de abelhas dado, que aproximadamente 84% das espécies vegetais e 76% da produção de alimentos na Europa, dependem da polinização feita pelas abelhas, tal como já tinha sido referido anteriormente.

É assim, sugerido que sejam utilizados produtos ou métodos agronómicos alternativos, que não coloquem em risco estas espécies. De forma a minimizar os impactes causados por estas quebras populacionais, é ainda recomendado pela Assembleia Europeia a criação de abelhas resilientes, a espécies invasoras, bem como o desenvolvimento de medicamentos inovadores.

A criação destas espécies mais resilientes tem prós e contras, tal como se refere no capítulo dos impactes ambientais, causados pelo declínio dos polinizadores, que podem desencadear efeitos irreversíveis nas comunidades nativas.

Para salvaguardar a proteção das espécies, o Parlamento Europeu propõe a criação de zonas de conservação das abelhas endémicas, que se encontram legalmente protegidas (anexo 5).

Esta proteção deve ter em consideração a lista vermelha de espécies da IUCN, e as espécies nativas de ambientes mais isolados, como é o caso de pequenas ilhas oceânicas. De acordo como o registo de espécies existentes na ilha Terceira, nenhuma das espécies consta na lista vermelha de espécies.

A avaliação regional europeia assenta em quatro objetivos:

- Fornecer dados base para determinar e reportar o estatuto das espécies das abelhas europeias;
- Identificar as áreas de habitat prioritárias, que necessitam de ser conservadas para evitar extinções e assegurar o estatuto de conservação;

- Identificar as principais ameaças e propor potenciais medidas de mitigação, bem como ações para que a sua conservação seja assegurada;
- Atualizar os dados e a experiência na avaliação das condições e das comunidades, de modo a serem direcionados para atender às mais altas prioridades de conservação.

A integração e delimitação das áreas de conservação referidas anteriormente, não é fácil, uma vez que dependem de vários fatores que necessitam de ser analisados. Numa primeira fase é necessário perceber quais os tipos de espécies que estão presentes, para que seja verificado o seu estatuto de ameaça e para que sejam entendidas as suas características (de nidificação, de voo, de período de atividade).

Depois de entendidas estas características, e tendo em consideração as especificidades territoriais onde estão inseridas, é necessário perceber quais são as potenciais áreas de maior abundância e importância para as abelhas. É através destes resultados que se podem criar as áreas de proteção e conservação.

A questão que se coloca de imediato, é de que forma se integram estes SE no planeamento. Um dos primeiros problemas que pode ser ambíguo é a análise destes serviços focados apenas em si mesmos, e não interrelacionados com os benefícios que a Humanidade, pode ou não obter deste serviço.

Esta função do ecossistema tem de ser vista como uma problemática ambiental que tem de ser solucionada por si só, focada na regeneração e manutenção da flora, independentemente de serem áreas florestais ou áreas agrícolas.

Uma outra dificuldade está relacionada com a hierarquização existente nos instrumentos de gestão territorial em vigor. Estas áreas teriam sempre de constar em escalas de análise detalhada, como os PDM nomeadamente nas respetivas cartas de condicionantes. O que provavelmente poderia ocorrer em alguns casos é a sobreposição destas zonas de proteção, com as áreas já delimitadas e classificadas como por exemplo, o Parque Natural de Ilha no caso de estudo, ou a REN e RAN no caso de Portugal Continental.

Como se sabe, a nível territorial dentro de cada uma destas áreas encontram-se já especificadas algumas destas características.

Através da criação destas zonas de proteção e com as restrições colocadas ao uso de pesticidas, conforme recomendação do Parlamento Europeu, a diversidade e o número de indivíduos de cada espécie, poderia vir a registar um maior aumento. Paralelamente, os benefícios retirados pelo Homem poderiam também registar valores superiores.

Portugal, através do seu Programa Apícola Nacional (PAN) para o período de 2017-2019, refere que, estas zonas de proteção são indispensáveis para que exista um controlo e uma erradicação das doenças nas abelhas. É considerado que, este estatuto de zona controlada por si só, não garante a ausência do surgimento de doenças. Torna-se assim necessária, a realização periódica de diagnóstico nestas áreas, de forma a prevenir a ocorrência de doenças e assegurar a existência de espécies e populações mais saudáveis e produtivas.

Para a elaboração da proposta das zonas a delimitar na Ilha Terceira, foram tidas em consideração as características de delimitação presentes nos Planos Especiais das Áreas Protegidas, alicerçados numa tipologia comum:

- Áreas de Proteção Total;
- Áreas de Proteção Parcial tipo I;
- Áreas de Proteção Parcial tipo II;
- Áreas de Proteção Complementar tipo I;
- Áreas de Proteção Complementar tipo II;

Cada uma destas áreas apresenta características de proteção diferentes, no que diz respeito às restrições, como consta na tabela 5.2.

Tabela 5.2. Tipologia de áreas de proteção e as suas características

Tipologia de Proteção	Características da Área
Proteção Total	Áreas onde os valores naturais apresentam características excepcionais no que diz respeito à conservação da natureza, e que apresentam uma elevada sensibilidade ambiental.
Áreas de Proteção Parcial Tipo I	Corresponde a áreas com valores naturais e paisagísticos que na perspetiva ecológica se apresentam com uma sensibilidade ecológica moderada. O objetivo destas áreas é a manutenção e valorização dos valores naturais e paisagísticos.
Áreas de Proteção Parcial Tipo II	Constituem áreas de valores naturais e paisagísticos relevantes, que apresentam uma sensibilidade alta ou moderada. O principal objetivo destas áreas é contribuir para a manutenção e valorização dos valores naturais e paisagísticos, e dos usos e atividades associados.
Áreas de Proteção Complementar Tipo I	São áreas que correspondem à transição para as áreas de proteção total e parcial de forma a neutralizar os impactes. Nestas zonas existem também elementos naturais e paisagísticos de relevância, que podem vir a apresentar um maior potencial, se forem geridas de forma adequada. O principal objetivo destas áreas é estabelecer a compatibilidade entre as atividades humanas e os valores naturais e paisagísticos, para que os seus impactes sejam neutralizados.
Áreas de Proteção Complementar Tipo II	Representa áreas que se encontram predominantemente artificializadas, cujos valores naturais são reduzidos ou nulos. Servem para que exista uma transição entre estas áreas de proteção, tendo como principal objetivo neutralizar os impactes nestas áreas de forma a não afetar as que apresentam valores naturais e paisagísticos de maior importância.

Fonte: ICNF

Para a elaboração da proposta de integração do SE polinização no planeamento e gestão territorial, na ilha Terceira, teve-se em consideração a espacialização da variável “Abundância Relativa” e a delimitação do Parque Natural de Ilha. Dada a utilização de dois programas no presente estudo, considerou-se pertinente que fosse elaborada uma proposta para cada um e efetuadas posteriormente as respetivas comparações e conclusões.

A utilização da Abundância Relativa torna-se pertinente e é a base da elaboração dos respetivos mapas, visto que é a partir das suas áreas que se vão delimitar as diferentes áreas de proteção.

Assim sendo, e tendo como base os alcances definidos no presente estudo, foi estipulado, de acordo com o especialista consultado, após a análise de várias alternativas, que o mais adequado para a área de estudo seria, a utilização da média dos valores obtidos nos mapas de alcance de voo de 250 m e do alcance de voo dos 1000 m. Obteve-se assim a figura 5.2, referente ao programa ESTIMAP, e a figura 5.3, referente ao programa InVEST.

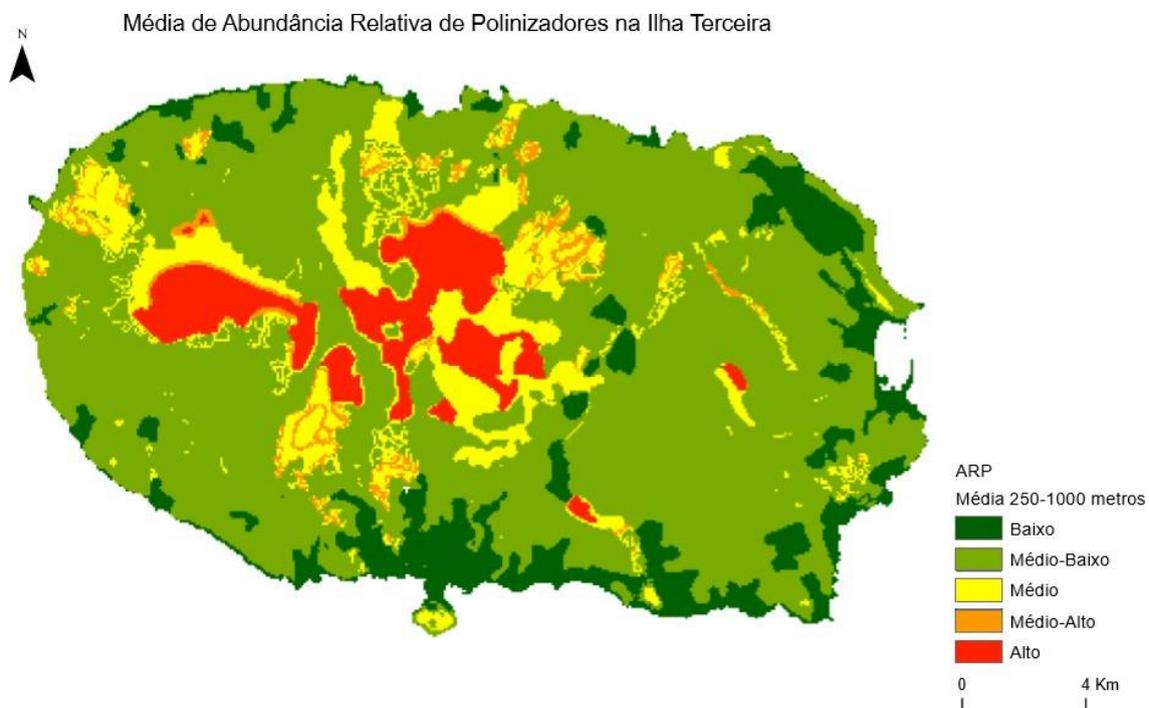


Figura 5.2. Média de abundância relativa de polinizadores na Ilha Terceira -ESTIMAP

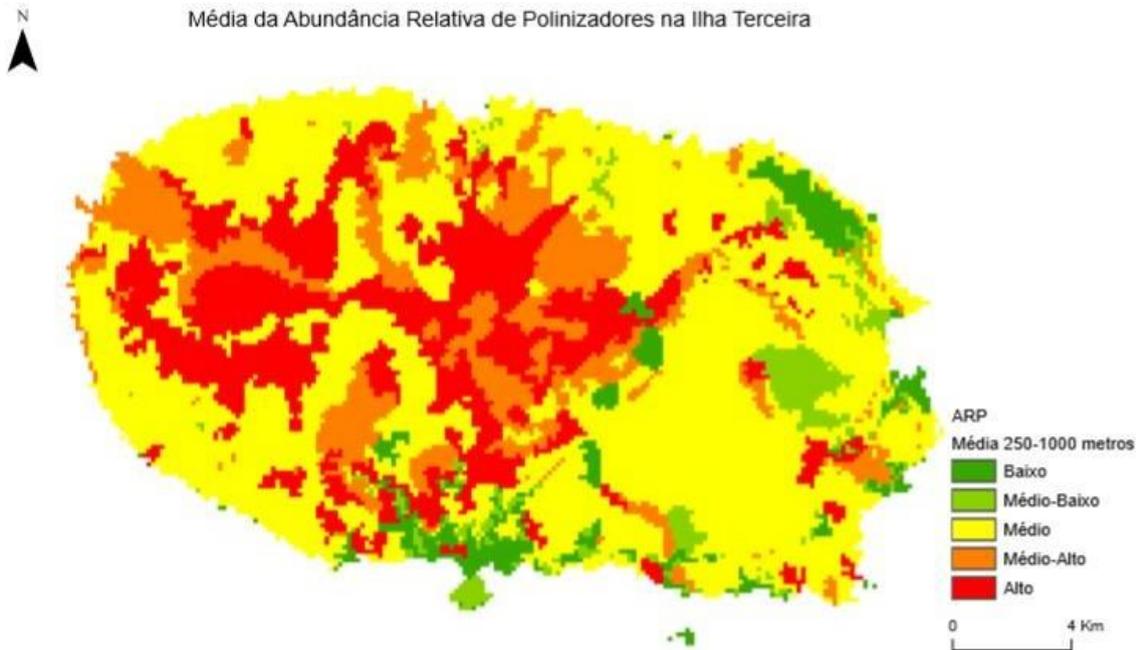


Figura 5.3. Média de abundância relativa de polinizadores na Ilha Terceira -InVEST

O Parque Natural de Ilha que representa, tal como já referido anteriormente, as áreas protegidas da ilha Terceira, é essencial para que se possam entender os vários estatutos de proteção de acordo com a classificação, IUCN. Foram posteriormente sobrepostas as respetivas áreas protegidas do PNI da Terceira, às áreas de Abundância Relativa de Polinizadores, tal como se pode observar nos mapas da figura 5.4 (ESTIMAP) e da figura 5.5 (InVEST).

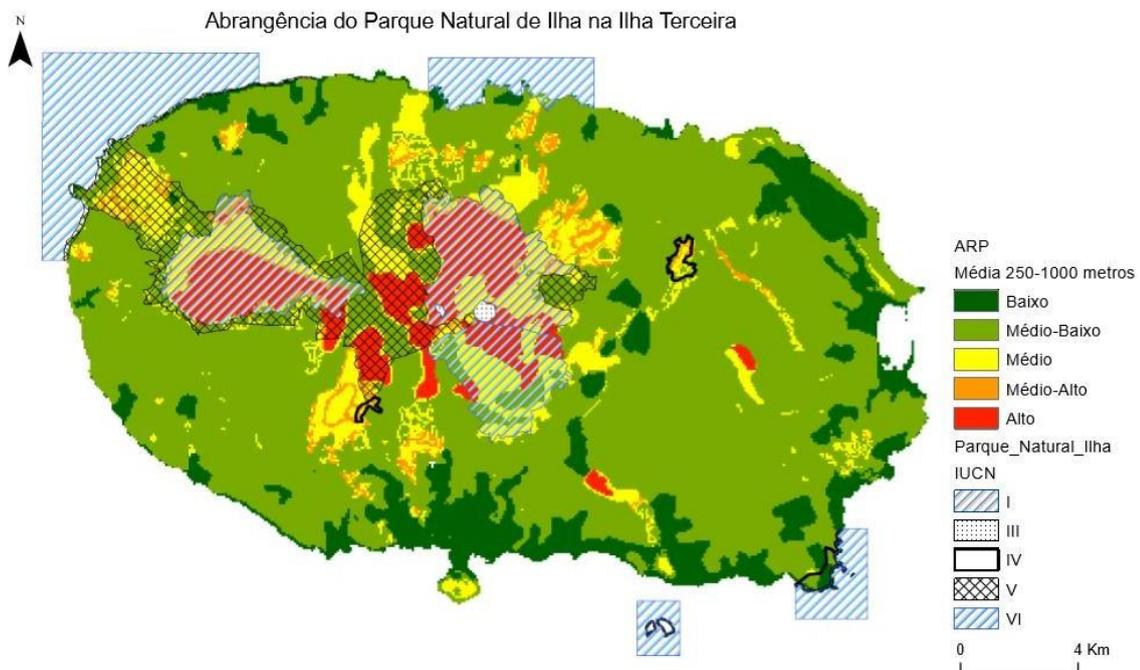


Figura 5.4. Abrangência do Parque Natural de Ilha, na Ilha Terceira - ESTIMAP.

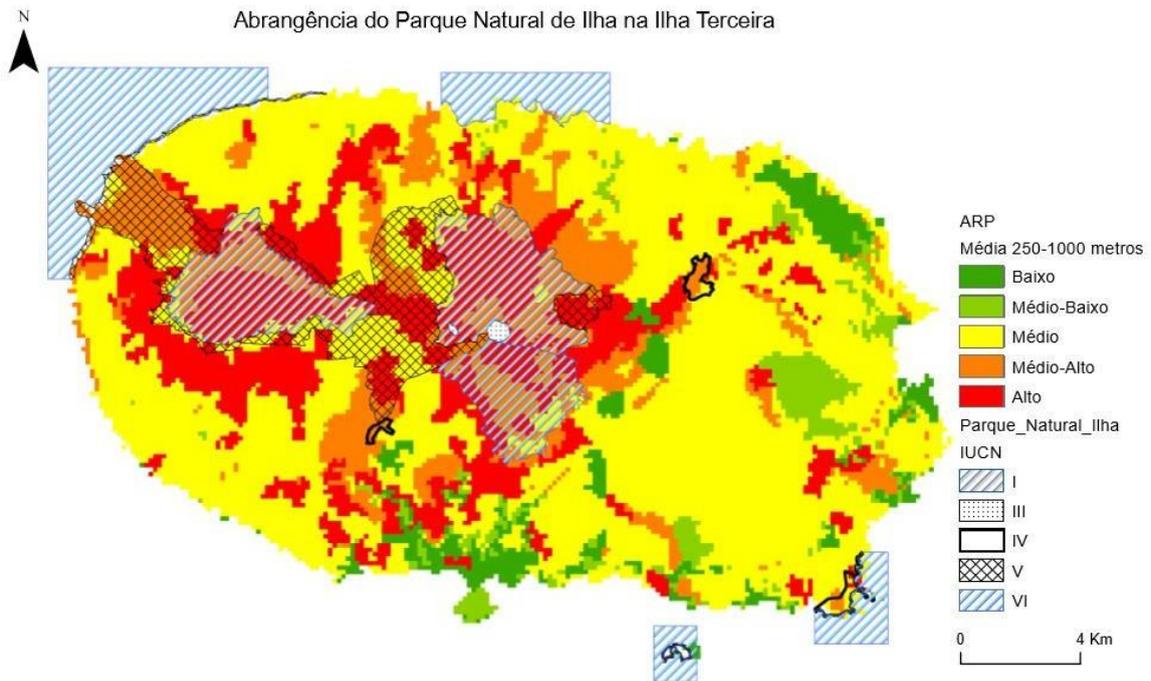


Figura 5.5. Abrangência do Parque Natural de Ilha, na Ilha Terceira- InVEST

O resultado final da sobreposição destas duas variáveis, corresponde assim, a diferentes áreas potenciais de proteção, que têm em consideração a maior abundância de polinizadores e a respetiva classificação segundo a IUCN.

De seguida são apresentados, os resultados para ambos os programas, ESTIMAP (figura 5.6) e InVEST (figura 5.7).

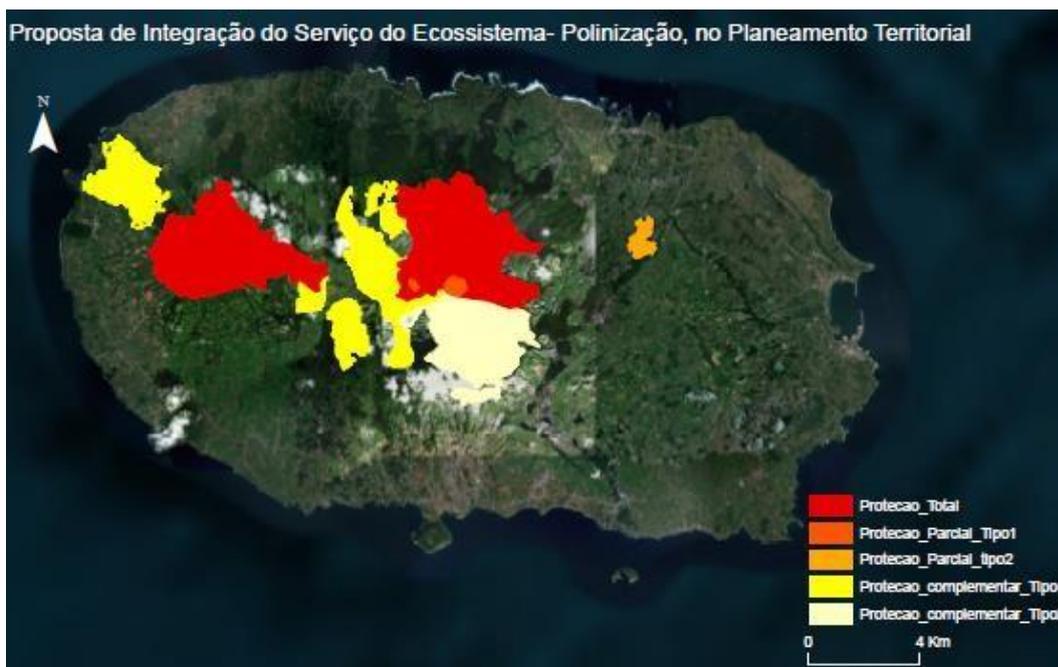


Figura 5.6. Proposta de integração do serviço de ecossistema, polinização no planeamento territorial - ESTIMAP

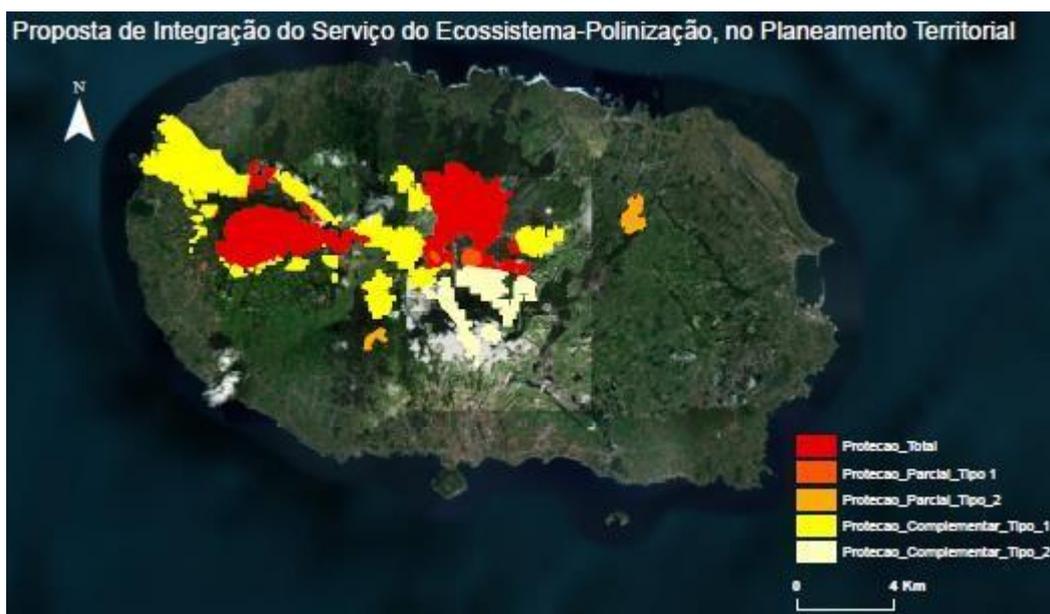


Figura 5.7. Proposta de integração do serviço de ecossistema, polinização no planeamento territorial- InVEST

A delimitação das áreas a proteger, de acordo com as tipologias de proteção estabelecidas, teve em consideração a correspondência da respetiva categorização estabelecida pela IUCN e a escala qualitativa da variável ARP.

Assim, foram definidas as cinco áreas de proteção, correspondendo respetivamente:

- Áreas de Proteção Total: às áreas de categoria I de IUCN e de elevada abundância de polinizadores;
- Áreas de Proteção Parcial Tipo I: as áreas de categoria III de IUCN e com uma abundância relativa bastante relevante;
- Áreas de Proteção Parcial Tipo II: áreas de categoria IV e com uma abundância relativa de polinizadores relevante;
- Áreas de Proteção Complementar Tipo I: áreas de categoria V IUCN com uma abundância relativa de polinizadores relevante;
- Áreas de Proteção Complementar Tipo II: áreas de categoria VI e com abundância relativa de polinizadores relevante.

De forma a ter uma noção da área abrangida por cada uma das propostas tendo em consideração as tipologias de áreas protegidas da IUCN, foram elaborados os gráficos presentes nas figuras 5.8 e 5.9.

Verifica-se que, apesar da proteção de IUCN ter a mesma abrangência, a variável Abundância Relativa de Polinizadores, provoca as alterações visuais e percentuais na delimitação das áreas de proteção, que são evidentes em ambos os programas. De acordo com as delimitações estabelecidas, destaca-se o facto de com o programa ESTIMAP as áreas de maior proteção apresentarem uma maior percentagem, representando mais de 50 % da abrangência total. No que respeita ao programa InVEST, as áreas de maior abrangência correspondem às áreas de proteção parcial (I e II), representando juntas mais de 60%, do total.

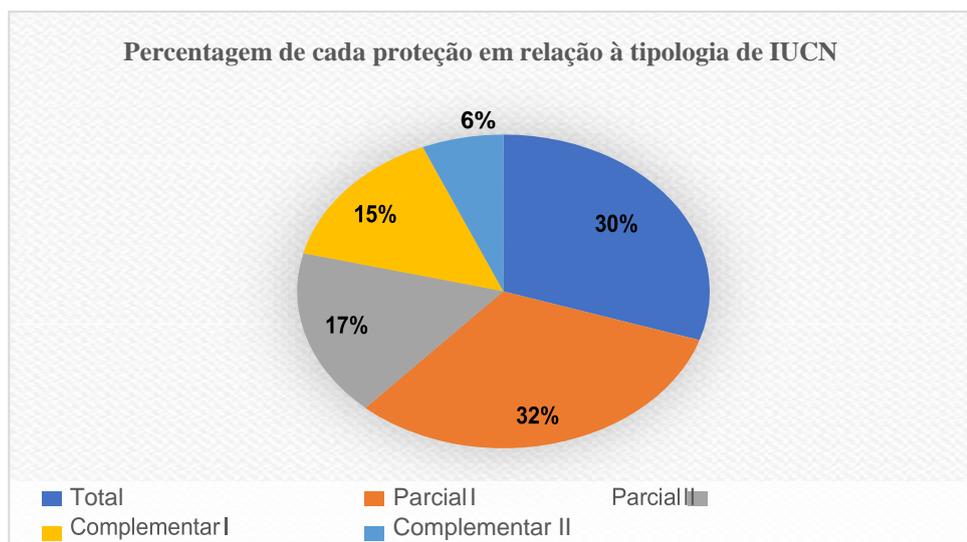


Figura 5.8. Percentagem de cada tipo de proteção em relação à tipologia definida pela IUCN- ESTIMAP

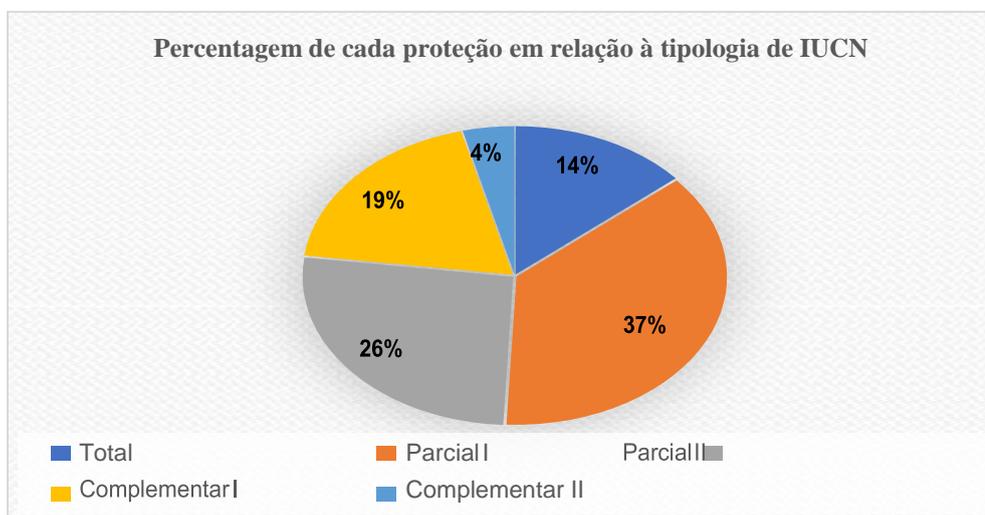


Figura 5.9. Percentagem de cada tipo de proteção em relação à tipologia definida pela IUCN - InVEST

Apesar da proposta desenvolvida com base na metodologia ESTIMAP, apresentar uma delimitação mais compacta das áreas, é a proposta que maior proteção poderá proporcionar aos polinizadores, devido à sua maior área de proteção total. A opção por esta proposta, está inerente ao facto de através do programa InVEST, a ilha no que à abundância diz respeito, apresentar um potencial médio na sua grande maioria do território.

Assim sendo, e tendo em consideração os dois últimos capítulos e apesar das melhorias metodológicas que têm de ser feitas, o programa ESTIMAP é o que apresenta resultados mais ajustados à realidade. Pode-se justificar, pela maior conjugação de variáveis, que proporcionam a obtenção de resultados mais precisos e objetivos, bem como o facto de as variáveis serem trabalhadas individualmente e conjugadas pelo utilizador.

## 6. Conclusões e Considerações Finais

No presente estudo foram utilizadas diversas metodologias para a cartografia do serviço de ecossistema de polinização, de forma a entender-se o potencial deste serviço, bem como a adequabilidade das metodologias para as pequenas ilhas oceânicas. Foram utilizados para a execução da representação cartográfica, os modelos ESTIMAP e InVEST, de forma a perceber qual das ferramentas se adequa melhor à realidade existente. Através desta representação, foi possível produzir uma informação qualitativa do serviço, de forma a identificar as áreas de maior e menor potencial face às características faunísticas existentes.

No decorrer da aplicação prática dos dois modelos, foram identificadas algumas questões relacionadas com a sua adequabilidade ao contexto local, relativamente às variáveis usadas como base. Com os resultados obtidos foram perceptíveis as diferenças entre os dois métodos, nomeadamente os valores obtidos pelo programa InVEST, que apresentam um maior potencial, no que à escala qualitativa diz respeito. Tornou-se evidente a disparidade entre os resultados produzidos pelos dois modelos, possivelmente justificado pelo facto de um dos modelos ser executado de forma fechada e o outro guiado pelo utilizador. Apesar dos resultados obtidos pelo modelo ESTIMAP se revelarem mais próximos da realidade na área de estudo, existem lacunas em ambos os modelos, que através da sua maior utilização poderão vir a ser ultrapassadas, percebendo-se, onde poderão ocorrer as alterações.

Verificou-se também, que devido à metodologia utilizada os modelos se apresentam vulneráveis às distâncias de alcance de voo, sendo o aumento do alcance de voo paralelo ao aumento da abrangência territorial. É ainda importante salientar, que o potencial associado a cada uso e ocupação do solo (Tabela de LULC) é subjetivo, uma vez que depende do utilizador que está a efetuar o estudo, não existindo uma padronização de valores.

Com a existência de uma melhor visualização das rotas traçadas, inerente a um maior detalhe, seria possível sobrepor os três grupos de distâncias analisadas, e perceber as suas preferências faunísticas, podendo estabelecer-se assim uma relação causal da preferência por determinado grupo e recurso, bem como verificar de forma prática a premissa de seletividade das espécies com o aumento do alcance de voo.

Tendo em conta a vulnerabilidade do serviço e as implicações diretas e indiretas que dele advêm, torna-se necessário consciencializar a população e proceder a uma proteção eficaz deste serviço. Considerou-se assim pertinente, a criação de uma proposta de delimitação de áreas de proteção, inerentes ao planeamento territorial, que respeitassem a hierarquia existente, mas que ao mesmo tempo fossem ao encontro do essencial para sua salvaguarda.

Considera-se assim que, os objetivos propostos foram cumpridos. Uma vez que foram entendidas as diferenças entre os dois modelos utilizados e a sua adequabilidade a pequenas ilhas oceânicas. Foi notório que existiram algumas dificuldades na informação e monitorização deste serviço, nomeadamente no tipo de culturas existentes.

A partir dessa informação mais precisa, será possível melhorar a cartografia existente e utilizada neste estudo. A presença desta informação permitirá a realização de uma estimativa, do valor económico associado às diversas culturas, tendo em consideração apenas as abelhas selvagens, inerente a um trabalho de campo, para que seja possível a sua identificação. A quantificação do serviço é relevante para salientar a importância da preservação das populações de abelhas e dos seus habitats.

A cartografia deste serviço e a informação a ela inerente vai ao encontro dos objetivos definidos pela Estratégia da Biodiversidade para 2020, onde é salientada a representação cartográfica do serviço e a monitorização das espécies nativas, para que assim, sejam conhecidas as suas populações, com vista a uma sustentabilidade das espécies e dos serviços a elas adjacentes.

## 7. Referências Bibliográficas

- Abe, T. (2006). Threatened pollination systems in native flora of the Ogasawara (Bonin) Islands. *Annals of Botany*, 98(2), 317-334.
- Agostinho, J. (1941). Clima dos Açores. *Açoreana*, 2(4), 224-267.
- 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. *Annals of Botany*, 103(9), 1579-1588.
- Allen-Wardell, G., Bernhardt, P., Bitner, R., Burquez, A., Buchmann, S., Cane, J., & Inouye, D. (1998). The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields, *Conservation Biology*, 8-17.
- Bateman, I. J., Jones, A. P., Lovett, A. A., Lake, I. R., & Day, B. H. (2002). Applying geographical information systems (GIS) to environmental and resource economics. *Environmental and Resource Economics*, 22(1-2), 219-269.
- Barônio, G. J., Maciel, A. A., Oliveira, A. C., Kopal, R., O., Meireles, D. A., Brito, V. L., & Rech, A. R. (2016). Plantas, polinizadores e algumas articulações da biologia da polinização com a teoria ecológica. *Rodriguésia*, 67(2).
- Bartomeus, I., Ascher, J. S., Gibbs, J., Danforth, B. N., Wagner, D. L., Hedtker, S. M., & Winfree, R. (2013). Historical changes in northeastern US bee pollinators related to shared ecological traits. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(12), 4656-4660.
- Bennet, D. G., Kelly, D., & Clemens, J. (2018). Food plants and foraging distances for the native bee *Lasioglossum sordidum* in Christchurch Botanic Gardens. *New Zealand Journal of Ecology*, 42(1), 1-8.
- Beekman, M., & Ratnieks, F. L. W. (2000). Long-range foraging by the honey-bee, *Apis mellifera* L. *Functional Ecology*, 14(4), 490-496.
- Borges, P. A., Azevedo, E. B., Borba, A. E. S. D., Dinis, F., Gabriel, R., & Silva, E. (2009). Ilhas Oceânicas. Portugal Millenium Ecosystem Assessment, 463-510.
- Breeze, T. D., Vaissière, B. E., Bommarco, R., Petanidou, T., Seraphides, N., Kozák, L., & Moretti, M. (2014). Agricultural policies exacerbate honeybee pollination service supply-demand mismatches across Europe. *PloS One*, 9(1), e82996.
- Burkle, L. A., Marlin, J. C. & Knight, T. M., 2013. Plant-pollinator interactions over 120 years: loss of species, co-occurrence, and function. *Science* 339, 1611-1615.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., & Müller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21, 17-29.
- Byrne, A., & Fitzpatrick, Ú. (2009). Bee conservation policy at the global, regional and national levels. *Apidologie*, 40(3), 194-210.
- Calvert, A. T., Moore, R. B., McGeehin, J. P., & da Silva, A. M. R. (2006). Volcanic history and 40 Ar/39 Ar and 14 C geochronology of Terceira Island, Azores, Portugal. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 156(1), 103-115.
- Canale, A., Benvenuti, S., Raspi, A., & Benelli, G. (2016). Insect pollinators of the late winter flowering *Rhamnus alaternus* L., a candidate for honeybee-friendly scrubland spots in intensively managed agricultural areas. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 150(4), 611-615.
- 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.
- Cook, S. M., Awmack, C. S., Murray, D. A., & Williams, I. H. (2003). Are honey bees' foraging preferences affected by pollen amino acid composition?. *Ecological Entomology*, 28(5), 622-627.

- Corbet, S. A., Williams, I. H., & Osborne, J. L. (1991). Bees and the pollination of crops and wild flowers in the European Community. *Bee world*, 72(2), 47-59
- 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., Suttonk, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260
- Crenna, E., Sala, S., Polce, C., & Collina, E. (2017). Pollinators in life cycle assessment: towards a framework for impact assessment. *Journal of cleaner production*, 140, 525-536.
- Dafni A, Kevan P, Gross C, Goka K. 2010. *Bombus terrestris*, pollinator, invasive and pest: An assessment of problems associated with its widespread introductions for comercial purposes. *App. Ent. Zool.* 45:101-13
- Delaplane, K. S., Mayer, D. R., & Mayer, D. F. (2000). *Crop pollination by bees*. Cabi.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3), 393-408
- Dupont, Y. L., Hansen, D. M., & Olesen, J. M. (2003). Structure of a plant–flower-visitor network in the high-altitude sub-alpine desert of Tenerife, Canary Islands. *Ecography*, 26(3), 301-310.
- Egoh, B. N., Drakou, E., Dunbar, M. B., Maes, J., & Willemen, L. (2012). Indicators for mapping ecosystem services: a review. Publications Office of the European Union.
- 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(6), e21363.
- 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
- Evans, J. D., Pettis, J. S., Hood, W. M., & Shimanuki, H. (2003). Tracking an invasive honey bee pest: mitochondrial DNA variation in North American small hive beetles. *Apidologie*, 34(2), 103-109.
- França, Z. I. L. D. A., Cruz, J. V., Nunes, J. C., & Forjaz, V. H. (2003). Geologia dos Açores: uma perspectiva actual. *Açoreana*, 10(1), 11-140.
- Freitas, B. M., & Imperatriz-Fonseca, V. L. (2005). A importância econômica da polinização.
- Gathmann, A., & Tschardtke, T. (2002). Foraging ranges of solitary bees. *Journal of animal ecology*, 71(5), 757-764.
- Gill, R. J., Baldock, K. C., Brown, M. J., Cresswell, J. E., Dicks, L. V., Fountain, M. T., ... & Ollerton, J. (2016). Protecting an ecosystem service: approaches to understanding and mitigating threats to wild insect pollinators. In *Advances in Ecological Research* (Vol. 54, pp. 135-206). Academic Press.
- Goulson, D. (2003). Conserving wild bees for crop pollination. *Journal of Food Agriculture and Environment*, 1, 142-144.
- Goulson, D., Hanley, M. E., Darvill, B., Ellis, J. S., & Knight, M. E. (2005). Causes of rarity in bumblebees. *Biological conservation*, 122(1), 1-8.
- Goulson D, Nicholls E, Botías C, Rotheray EL. 2015a. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science* 347: DOI: 10.1126/science.1255957
- Goulson D, Nicholls E, Rotheray EL, Botías C. 2015b. Qualifying pollinator decline evidence— Response. *Science* 348:982 DOI: 10.1126/science.348.6238.982
- Greenleaf, S. S., & Kremen, C. (2006). Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(37), 13890-13895.

- Greenleaf, S.S., Williams, N.M., Winfree, R., Kremen, C., 2007. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia* 153, 589–596.
- 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.
- Harrison, T., Gibbs, J., & Winfree, R. (2018). Phylogenetic homogenization of bee communities across ecoregions. *Global Ecology and Biogeography*, 27(12), 1457-1466.
- Hein, L., Van Koppen, K., De Groot, R. S., & Van Ierland, E. C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological economics*, 57(2), 209-228.
- Helliwell, D. R. (1969). Valuation of wildlife resources. *Regional studies*, 3(1), 41-47.
- Herbertsson L, Lindström SAM, Rundlöf M, Bommarco R, Smith HG. (2016) Competition between managed honeybees and wild bumblebees depends on landscape context. *Basic Appl. Ecol.* 17: 609-616
- Hines, H. M., & Hendrix, S. D. (2005). Bumble bee (Hymenoptera: Apidae) diversity and abundance in tallgrass prairie patches: effects of local and landscape floral resources. *Environmental Entomology*, 34(6), 1477-1484.
- Holland, J. M., Douma, J. C., Crowley, L., James, L., Kor, L., Stevenson, D. R., & Smith, B. M. (2017). Semi-natural habitats support biological control, pollination and soil conservation in Europe. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(4), 31.
- Holzschuh, A., Dudenhöffer, J. H., & Tschamtker, T. (2012). Landscapes with wild bee habitats enhance pollination, fruit set and yield of sweet cherry. *Biological Conservation*, 153, 101-107.
- Jax, K., Barton, D. N., Chan, K. M., De Groot, R., Doyle, U., Eser, U. & Haines-Young, R. (2013). Ecosystem services and ethics. *Ecological Economics*, 93, 260-268.
- Johnston M, Mitchell RJ, Ashman TL. 2005. Pollen limitation of plant reproduction: ecological and evolutionary causes and consequences. *Ann. Rev. Ecol., Evol. Syst.* 36:467– 497
- Kevan, P. G. (1999). Pollinators as bioindicators of the state of the environment: species, activity and diversity. In *Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes* (pp. 373-393).
- Kevan, P., & Phillips, T. (2001). The economic impacts of pollinator declines: an approach to assessing the consequences. *Conservation ecology*, 5(1).
- Klein, A. M., Steffan-Dewenter, I., & Tschamtker, T. (2003). Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(1518), 955-961.
- Klein, A. M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tschamtker, T. (2006). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the royal society B: biological sciences*, 274(1608), 303-313.
- Kluser, S., Neumann, P., Chauzat, M.-P., Pettis, J.S., Peduzzi, P., Witt, R., Fernandez, N., Theuri, M., 2010. Global Honey Bee Colony Disorders and Other Threats to Insect Pollinators. Knight TM, Steets JA, Vamosi JC, Mazer SJ, Burd M, Campbell DR, Dudash MR,
- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., & Winfree, R. (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology letters*, 10(4), 299-314.
- Kremen, C. (2018) The value of pollinator species diversity.
- Lake, P. S. (2011). *Drought and aquatic ecosystems: effects and responses*. John Wiley & Sons.
- Lautenbach, S., Kugel, C., Lausch, A., & Seppelt, R. (2011). Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. *Ecological Indicators*, 11(2), 676-687.

- Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J. P., ... & Bouraoui, F. (2012). Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, 1(1), 31-39.
- Matheson, A. (1996). World bee health update 1996. *Bee world*, 77(1), 45-51.
- 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.
- McGregor, S. E. (1976). *Insect pollination of cultivated crop plants* (Vol. 496). Washington, DC: Agricultural Research Service, US Department of Agriculture.
- Melesse, A. M., & Hanley, R. S. (2005). Artificial neural network application for multi-ecosystem carbon flux simulation. *Ecological Modelling*, 189(3-4), 305-314.
- Mendes, C., & Dias, E. (2001). *Ecologia e Vegetação das Turfeiras de Sphagnum spp. da ilha Terceira (Açores)*. Cadernos de Botânica, Herbário Universidade dos Açores (Ecology and Vegetation of Sphagnum spp. Peatlands from Terceira Island (Azores), Botanic Notebooks, Herbarium of the University of the Azores), 5.da sua variação secular. Açoreana. Angra do Heroísmo, 4(3), 263-266.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. *Ecosystems and Human Wellbeing: Synthesis*. Island Press, Washington, DC, p. 155
- Morales-Betoulle, M. E., Komar, N., Panella, N. A., Alvarez, D., López, M. R., Betoulle, J. L., ... & Johnson, B. W. (2013). West Nile virus ecology in a tropical ecosystem in Guatemala. *The American journal of tropical medicine and hygiene*, 88(1), 116-126.
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D., ... & Lonsdorf, E. (2009). Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 4-11.
- Nelson, E. J., & Daily, G. C. (2010). *Modelling ecosystem services in terrestrial systems*. F1000 biology reports, 2.
- Nogué, S., Long, P. R., Eycott, A. E., de Nascimento, L., Fernández-Palacios, J. M., Petrokofsky, G., & Willis, K. J. (2016). Pollination service delivery for European crops: Challenges and opportunities. *Ecological Economics*, 128, 1-7.
- Moritz, R. F., Härtel, S., & Neumann, P. (2005). Global invasions of the western honeybee (*Apis mellifera*) and the consequences for biodiversity. *Ecoscience*, 12(3), 289-301.
- Novo, M. E. (2009). *Alterações climáticas e seus impactos nos recursos hídricos subterrâneos em ilhas de pequena dimensão-Caso de estudo: Açores-ilha Terceira*.
- Odum, E. P., & Odum, H. T. (1972). Natural areas as necessary components of man's total environment. In *Trans North Am Wildl Nat Res Conf*.
- Olesen, J. M., Eskildsen, L. I., & Venkatasamy, S. (2002). Invasion of pollination networks on oceanic islands: importance of invader complexes and endemic super generalists. *Diversity and Distributions*, 8(3), 181-192.
- Olesen, J. M., & Jordano, P. (2002). Geographic patterns in plant-pollinator mutualistic networks. *Ecology*, 83(9), 2416-2424.
- Ollerton, J., Erenler, H., Edwards, M., Crockett, R., 2014. Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science* 346, 1360e1362.8
- Ollerton J, Johnson SD, Hingston AB. 2006. Geographical variation in diversity and specificity of pollination systems. Pp. 283—308 in: Waser, N.M. & Ollerton, J. (eds.) *Plant-Pollinator Interactions: from Specialization to Generalization*. University of Chicago Press, Chicago, USA
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals?. *Oikos*, 120(3), 321-326.

Osborne, J. L., Williams, I. H., & Corbet, S. A. (1991). Bees, pollination and habitat change in the European community. *Bee world*, 72(3), 99-116.

Osborne, J. L., Martin, A. P., Carreck, N. L., Swain, J. L., Knight, M. E., Goulson, D., ... & Sanderson, R. A. (2008). Bumblebee flight distances in relation to the forage landscape. *Journal of Animal Ecology*, 77(2), 406-415.

Paini, D. R., Funderburk, J. E., & Reitz, S. R. (2008). Competitive exclusion of a worldwide invasive pest by a native. Quantifying competition between two phytophagous insects on two host plant species. *Journal of Animal Ecology*, 77(1), 184-190.

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. *Landscape ecology*, 29(3), 383-399.

Philipp, M., Böcher, J., R. Siegismund, H., & R. Nielsen, L. (2006). Structure of a plant-pollinator network on a pahoehoe lava desert of the Galápagos Islands. *Ecography*, 29(4), 531-540.

Picanço, A., Gil, A., Rigal, F., & Borges, P. A. (2017). Pollination services mapping and economic valuation from insect communities: a case study in the Azores (Terceira Island). *Nature Conservation*, 18, 1.

Picanço, A., Rigal, F. & Borges, P.A.V. (2017) Area prioritization for insect pollinator communities on an oceanic island. *Arquipélago Life and Marine Sciences*, 34, 85-104.

Picanço, A., Rigal, F., Matthews, T. J., Cardoso, P., & Borges, P. A. (2017). Impact of land-use change on flower-visiting insect communities on an oceanic island. *Insect Conservation and Diversity*, 10(3), 211-223.

Potschin, M., & Haines-Young, R. (2013). Landscapes, sustainability and the place-based analysis of ecosystem services. *Landscape Ecology*, 28(6), 1053-1065.

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. *Ecological Entomology*, 30(1), 78-85.

Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in ecology & evolution*, 25(6), 345-353.

Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H. T., Aizen, M. A., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., ... & Vanbergen, A. J. (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, 540(7632), 220.

Rasmont P, Franzén M, Lecocq T, Harpke A, Roberts SPM, et al. 2015. Climatic Risk and Distribution Atlas of European Bumblebees. *BioRisk* 10:1-246

Ricketts, T. H., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., Bogdanski, A., ... & Morandin, L. A. (2008). Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns?. *Ecology letters*, 11(5), 499-515.

R. Winfree et al., *Science* 359, 791 (2018)

R. Winfree, J. W. Fox, N. M. Williams, J. R. Reilly, D. P. Cariveau, *Ecol. Lett.* 18, 626 (2015)

Russo L. 2016. Positive and negative impacts of non-native bee species around the world. *Insects* 7, 69; doi:10.3390/insects7040069

Schulp, C. J. E., Lautenbach, S., & Verburg, P. H. (2014). Quantifying and mapping ecosystem services: demand and supply of pollination in the European Union. *Ecological Indicators*, 36, 131-141.

Senapathy, 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. *Current Opinion in Insect Science*, 12, 93-101.

- Seppelt, R., Dormann, C. F., Eppink, F. V., Lautenbach, S., & Schmidt, S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of applied Ecology*, 48(3), 630-636.
- Singh, S., Bakshi, B.R., 2009. Eco-LCA: a tool for quantifying the role of ecological resources in LCA. In: Sustainable Systems and Technology. ISSST'09. IEEE International Symposium on. IEEE, 2009.
- 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.
- Slaa, E. J., Chaves, L. A. S., Malagodi-Braga, K. S., & Hofstede, F. E. (2006). Stingless bees in applied pollination: practice and perspectives. *Apidologie*, 37(2), 293-315.
- Steffen, W. L., Walker, B. H., Ingram, J. S. L., & Koch, G. W. (1992). Global change and terrestrial ecosystems. The operational plan. In Unknown Host Publication Title. International Geosphere-Biosphere Programme, Stockholm; Report, 21.
- Steffan-Dewenter, I., Potts, S. G., & Packer, L. (2005). Pollinator diversity and crop pollination services are at risk. *Trends in ecology & evolution*, 20(12), 651-652.
- Sternberg, E. (1996). Recuperating from market failure: planning for biodiversity and technological competitiveness. *Public Administration Review*, 21-29.
- Stone, D., Blomkvist, P., Hendriksen, N. B., Bonkowski, M., Jørgensen, H. B., Carvalho, F., ... & Hug, A. S. (2016). A method of establishing a transect for biodiversity and ecosystem function monitoring across Europe. *Applied soil ecology*, 97, 3-11.
- Tallis, H. T., Ricketts, T., Guerry, A. D., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., ... & Aukema, J. (2011). InVEST 2.1 beta user's guide. the natural capital project.
- Tilman, D. (1999). The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles 101. *Ecology*, 80(5), 1455-1474.
- Vanbergen, A. J., Espíndola, A., & Aizen, M. A. (2018). Risks to pollinators and pollination from invasive alien species. *Nature ecology & evolution*, 2(1), 16.
- Vandewalle, M., De Bello, F., Berg, M. P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., ... & Da Silva, P. M. (2010). Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2921-2947.
- VanEngelsdorp, D., Meixner, M.D., 2010. A historical review of managed honey bee populations in Europe and the United States and the factors that may affect them. *J. Invertebr. Pathology* 103, S80eS95
- Van Zandt, P. A., & Agrawal, A. A. (2004). Community-wide impacts of herbivore-induced plant responses in milkweed (*Asclepias syriaca*). *Ecology*, 85(9), 2616-2629.
- Vihervaara, P., Rönkä, M., & Walls, M. (2010). Trends in ecosystem service research: early steps and current drivers. *Ambio*, 39(4), 314-324
- Vizentin-Bugoni J, Maruyama PK, Silveira CS, Ollerton J, Rech AR, Sazima L. 2017. Plant-pollinator networks in the tropics: a review. In *Ecological Networks in the Tropics: An Integrative Overview of Species Interactions from Some of the Most Species-Rich Habitats on Earth*, ed. W Dáttilo, V Rico-Gray. New York: Springer.
- Watanabe, M. E. (1994). Pollination worries rise as honey bees decline. *Science*, 265(5176), 1170-1171.
- Watts S, Dormann CF, Martín González AM, Ollerton J. 2016. The influence of floral traits on specialisation and modularity of plant-pollinator networks in a biodiversity hotspot in the Peruvian Andes. *Ann. Bot.* 118:415-429
- Weissmann JA, Picanço A, Borges PAV, Schaefer H (2017) Bees of the Azores: an annotated checklist (Apidae, Hymenoptera). *ZooKeys* 642: 63-95
- Westrich, P. (1996). Habitat requirements of central European bees and the problems of

partial habitats. In Linnean Society Symposium Series (Vol. 18, pp. 1-16). Academic Press Limited.

Williams, G., & Adam, P. (1994). A review of rainforest pollination and plant-pollinator interactions with particular reference to Australian subtropical rainforests. *Australian Zoologist*, 29(3-4), 177-212.

Williams, I. H., Corbet, S. A., & Osborne, J. L. (1991). Beekeeping, wild bees and pollination in the European Community. *Bee World*, 72(4), 170-180.

Winfrey, R., Aguilar, R., Vazquez, D.P., LeBuhn, G., Aizen, M.A., 2009. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology* 90, 2068e2076

Wolff, S., Schulp, C. J. E., & Verburg, P. H. (2015). Mapping ecosystem services demand: a review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators*, 55, 159-171.

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.

## 8. Legislação Consultada

Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março - Complementa a transposição da Directiva n.º

2000/60/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro

Declaração de Retificação n.º 79/2007 de 21 de agosto

Decreto Legislativo Regional n.º15/2007/A, de 25 de junho

Decreto Legislativo Regional n.º 1-A/2017/A, de 6 de fevereiro

Resolução de Conselho de Ministros n.º24/2013, de 27 de março

Lei n.º58/ 2005, de 29 de dezembro

Decreto-Lei n.º 112/2002, de 17 de abril

Decreto Legislativo Regional n.º15/2012/A , de 2 de abril

Decreto Legislativo Regional n.º 11/2011/A, de 20 de abril

PROPOSTA DE DECRETO LEGISLATIVO REGIONAL. Aprova o Plano de Gestão da Região Hidrográfica dos Açores 2016/2021

## 9. Referências Webgráficas

[https://ac.els-cdn.com/S1470160X13004895/1-s2.0-S1470160X13004895-main.pdf?\\_tid=5f0e707c-55ae-48ae-8cf6](https://ac.els-cdn.com/S1470160X13004895/1-s2.0-S1470160X13004895-main.pdf?_tid=5f0e707c-55ae-48ae-8cf6)

[6d560ab0aa17&acdnat=1525535151\\_d35507d2bbb93149c0d177b76cf8758f](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035954)

<http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0035954#s>

<http://www.climaat.angra.uac.pt/>

[www.millenniumassessment.org/](http://www.millenniumassessment.org/)

[www.wri.org/](http://www.wri.org/)

[www.teebweb.org/](http://www.teebweb.org/)

www.eea.europa.eu/pt  
cices.eu/  
www.eea.europa.eu/pt  
www.iucnredlist.org/  
www.europarl.europa.eu/news/pt/press-room/20180226IPR98612/pe-apela-a-protecao-da-  
saude-das-abelhas-e-a-apoios-aos-apicultores  
www2.icnf.pt  
www.ccdm.pt/sites/default/files/2015-04-30160301\_b511271f-54fe-4d21-9657-  
24580e9b7023afda8d9b-ef30-442b-9022-55af414b4f03e0ce6931-863b-41c8-ae12-  
a78339ff9d50filept1\_0\_0.pdf  
www.guiadacidade.pt/pt/poi-angra-do-heroismo-18594  
poacores2020.azores.gov.pt/programa-acores-2020/  
poacores2020.azores.gov.pt/eixos/  
[www.azores.gov.pt/Gra/srrn-natureza/conteudos/livres/Parque+Natural+da+Ilha+Terceira.htm](http://www.azores.gov.pt/Gra/srrn-natureza/conteudos/livres/Parque+Natural+da+Ilha+Terceira.htm)  
repositorio.uac.pt/bitstream/10400.3/1962/1/30\_Cardoso\_et\_al\_2008.pdf-

## 10. Anexos

### Anexo 1:

País	Número de Publicações
Albânia	0
Andorra	0
Áustria	13
Bielorrússia	0
Bélgica	9
Croácia	0
Chipre	0
República Checa	3
Dinamarca	3
Estónia	1
Finlândia	6
França	26
Alemanha	64
Grécia	2
Irlanda	4
Hungria	6
Itália	18
Letónia	0
Lituânia	1
Moldávia	0
Países Baixos	12
Noruega	3
Polónia	4
<b>Portugal</b>	<b>2</b>
Roménia	0
Sérvia	1
Espanha	24
Suíça	14
Suécia	24
Reino Unido	21
Ucrânia	0

Fonte: Holland, J. M., Douma, J. C., Crowley, L., James, L., Kor, L., Stevenson, D. R., & Smith, B. M. (2017). Semi-natural habitats support biological control, pollination and soil conservation in Europe. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(4), 31.

Anexo 2:

Espécie Vegetal	Nome Comum	Índice de Dependência		
		Mínimo	Máximo	Médio
<i>Malus domestica</i>	Maçãs	0,4	0,9	0,65
<i>Musa sapientum</i> , <i>M. cavendishii</i> , <i>M. nana</i> <i>M. paradisíaca</i> frutas	Bananas	-	-	-
<i>Vigna spp.</i> , <i>V. unguiculata</i> , <i>V. subterrânea</i> (syn. <i>Voandzeia subterranea</i> ), <i>Phaseolus spp.</i>	Feijão Verde	0	0,1	0,05
<i>chinensis Brassica</i> , <i>B. oleracea</i>	Couves e outras brássicas	-	-	-
<i>Daucus carota</i>	Cenouras e Nabos	-	-	-
<i>Castanea sativa</i>	Castanhas	0,1	0,4	0,25
<i>Capsicum annuum</i> , <i>C. frutescen</i>	Pimentões e Pimentas	0	0,1	0,05
<i>Citrus bergamia</i> , <i>C. medica</i> ( var. <i>cedrata</i> ), <i>C. myrtifolia</i> , <i>Fortunella japonica</i>	Citrinos	0	0,1	0,05
<i>Cucumis sativus</i>	Pepinos	0,4	0,9	0,65
<i>Ficus carica</i>	Figos	0,1	0,4	0,25
<i>Citrus aurantifolia</i> , <i>C. limetta</i> , <i>C. limon</i>	Limões	0	0,1	0,05
<i>Lactuca sativa</i> , <i>Cichorium intybus</i> , <i>C. endivia</i>	Alface e Chicória	-	-	-
<i>Allium cepa</i> , <i>A. ascalonicum</i> , <i>A. fistulosum</i>	Chalotas	-	-	-
<i>Citrus aurantium</i> , <i>C. sinensis</i>	Laranjas	0	0,1	0,05
<i>Cucumis melo</i>	Melões	0,9	1	0,95
<i>Prunus persica</i> , <i>Persica laevis</i>	Pêssegos e nectarinas	0,4	0,9	0,65
<i>Pyrus communis</i>	Peras	0,4	0,9	0,65
<i>Prunus domestica</i> , <i>P. spinosa</i>	Ameixas	0,4	0,9	0,65
<i>Cucurbita maxima</i> , <i>C. mixta</i> , <i>C. moschata</i> , <i>C. pepo</i>	Abóboras	0,9	1	0,95
<i>Fragaria spp.</i>	Morangos	0,1	0,4	0,25
<i>Ipomoea</i>	Batata doce	-	-	-
<i>Lycopersicon esculentum</i>	Tomate	0	0,1	0,05
<i>Citrullus lanatus</i>	Melancia	0,9	1	0,95

### Anexo 3:

<b>Áreas Protegidas</b>	
[TER01]	Reserva Natural da Serra de Santa Bárbara e dos Mistérios Negros
[TER02]	Reserva Natural do Biscoito da Ferraria e Pico Alto
[TER03]	Reserva Natural da Terra Brava e Criação das Lagoas
[TER04]	Monumento Natural do Algar do Carvão
[TER05]	Monumento Natural das Furnas do Enxofre
[TER06]	Área Protegida para a Gestão de Habitats ou Espécies da Ponta das Contendas
[TER07]	Área Protegida para a Gestão de Habitats ou Espécies dos Ilhéus das Cabras
[TER08]	Área Protegida para a Gestão de Habitats ou Espécies da Matela
[TER09]	Área Protegida para a Gestão de Habitats ou Espécies do Biscoito das Fontinhas
[TER10]	Área Protegida para a Gestão de Habitats ou Espécies da Costa das Quatro Ribeiras
[TER11]	Área Protegida para a Gestão de Habitats ou Espécies do Planalto Central e Costa Noroeste
[TER12]	Área Protegida para a Gestão de Habitats ou Espécies do Pico do Boi
[TER13]	Área de Paisagem Protegida das Vinhas dos Biscoitos
[TER14]	Área Protegida de Gestão de Recursos da Caldeira de Guilherme Moniz
[TER15]	Área Marinha Protegida de Gestão de Recursos das Quatro Ribeiras
[TER16]	Área Marinha Protegida de Gestão de Recursos da Costa das Contendas
[TER17]	Área Marinha Protegida de Gestão de Recursos dos Ilhéus das Cabras
[TER18]	Área Marinha Protegida de Gestão de Recursos das Cinco Ribeiras
[TER19]	Área Marinha Protegida de Gestão de Recursos da Baixa da Vila Nova
[TER20]	Área Marinha Protegida de Gestão de Recursos do Monte Brasil

#### Anexo 4:

Uso e Ocupação do Solo	Área em %
Agricultura em espaços naturais e semi-naturais	15,51
Culturas Temporárias e de Sequeiro	4,59
Pastagens Permanentes	37,77
Florestas abertas, cortes e novas plantações	3,97
Florestas folhosas	3,63
Sistemas Culturais e parcelares complexos	7,83
Tecido Urbano Contínuo	0,26
Tecido Urbano Descontínuo	3,69
Áreas de deposição de Resíduos	0,1
Áreas de construção	0,19
Áreas Portuárias	0,15
Equipamentos desportivos, culturais e de lazer	0,16
Vinhas	0,26
Matos	1,03
Áreas de Extração de Inertes	0,25
Espaços Verdes Urbanos	0,3
Indústria, Comércio e equipamentos gerais	0,65
Floresta Mistas	0,72
Aeroportos e Aeródromos	0,78
Florestas Resinosas	2,66
Tufeiras	3,1
Vegetação Herbácea Natural	4,72

Anexo 5:

Family	Species	Red List status		Endemic to Europe?	Endemic to EU 27?
		Europe	EU 27		
Apidae	<i>Ammobates dusmeri</i>	CR	CR	Yes	Yes
Andrenidae	<i>Andrena labiata</i>	CR	CR	Yes	No
Andrenidae	<i>Andrena ornata</i>	CR	NE	No	No
Andrenidae	<i>Andrena tridentata</i>	CR	CR	No	No
Apidae	<i>Bombus cullumanus</i>	CR	CR	No	No
Megachilidae	<i>Megachile cypricola</i>	CR	CR	No	No
Apidae	<i>Nomada siciliensis</i>	CR	CR	Yes	Yes
Apidae	<i>Ammobates melectoides</i>	EN	EN	Yes	No
Apidae	<i>Ammobatooides abdominalis</i>	EN	EN	No	No
Andrenidae	<i>Andrena comta</i>	EN	EN	No	No
Colletidae	<i>Colletes wolffi</i>	EN	EN	Yes	Yes
Melittidae	<i>Dasygaster braccata</i>	EN	EN	No	No
Andrenidae	<i>Andrena magna</i>	EN	EN	No	No
Andrenidae	<i>Andrena stepposa</i>	EN	EN	Yes	No
Andrenidae	<i>Andrena stigmatica</i>	EN	NE	No	No
Apidae	<i>Bombus armeniacus</i>	EN	EN	No	No
Apidae	<i>Bombus brodmannicus</i>	EN	EN	No	No
Apidae	<i>Bombus fragrans</i>	EN	EN	No	No
Apidae	<i>Bombus inexpectatus</i>	EN	EN	Yes	No
Apidae	<i>Bombus mocsaryi</i>	EN	EN	No	No
Apidae	<i>Bombus reinigiellus</i>	EN	EN	Yes	Yes
Apidae	<i>Bombus zonatus</i>	EN	EN	No	No
Colletidae	<i>Colletes anchusae</i>	EN	EN	No	No
Colletidae	<i>Colletes caspicus</i>	EN	EN	No	No
Colletidae	<i>Colletes collaris</i>	EN	EN	No	No
Colletidae	<i>Colletes graeffei</i>	EN	EN	No	No
Colletidae	<i>Colletes punctatus</i>	EN	EN	No	No
Colletidae	<i>Colletes sierrensis</i>	EN	EN	Yes	No
Melittidae	<i>Dasygaster frieseana</i>	EN	EN	Yes	No
Melittidae	<i>Dasygaster spinigera</i>	EN	EN	No	No
Melittidae	<i>Dasygaster suripes</i>	EN	EN	No	No
Andrenidae	<i>Flavipanurgus granadensis</i>	EN	EN	Yes	Yes
Halictidae	<i>Halictus carinthiacus</i>	EN	EN	Yes	No
Halictidae	<i>Halictus microcardia</i>	EN	EN	Yes	Yes
Halictidae	<i>Halictus semitectus</i>	EN	EN	No	No
Megachilidae	<i>Icteranthis cimbiciforme</i>	EN	EN	No	No
Halictidae	<i>Lasioglossum brevitentre</i>	EN	EN	Yes	No
Halictidae	<i>Lasioglossum laeve</i>	EN	EN	No	No
Halictidae	<i>Lasioglossum quadrisignatum</i>	EN	EN	No	No
Halictidae	<i>Lasioglossum sexmaculatum</i>	EN	EN	No	No
Halictidae	<i>Lasioglossum sexnotatum</i>	EN	EN	No	No
Halictidae	<i>Lasioglossum soror</i>	EN	EN	No	No
Halictidae	<i>Lasioglossum subfasciatum</i>	EN	EN	No	No
Halictidae	<i>Lasioglossum virens</i>	EN	EN	No	No
Melittidae	<i>Melitta melanura</i>	EN	EN	No	No
Apidae	<i>Nomada italica</i>	EN	EN	No	No
Apidae	<i>Nomada pulchra</i>	EN	EN	No	No
Megachilidae	<i>Osmia maritima</i>	EN	EN	No	No
Apidae	<i>Paranommobates minutus</i>	EN	EN	No	No
Megachilidae	<i>Trachusa interrupta</i>	EN	EN	No	No

Family	Species	Red List status		Endemic to Europe?	Endemic to EU 27?
		Europe	EU 27		
Andrenidae	<i>Andrena transitoria</i>	VU	VU	No	No
Apidae	<i>Blastes truncatus</i>	VU	VU	No	No
Apidae	<i>Bombus alpinus</i>	VU	VU	Yes	No
Apidae	<i>Bombus confusus</i>	VU	VU	No	No
Apidae	<i>Bombus distinguendus</i>	VU	VU	No	No
Apidae	<i>Bombus gerstaeckeri</i>	VU	VU	No	No
Apidae	<i>Bombus hyperboreus</i>	VU	VU	No	No
Apidae	<i>Bombus muscorum</i>	VU	VU	No	No
Apidae	<i>Bombus polaris</i>	VU	VU	No	No
Apidae	<i>Bombus pomorum</i>	VU	VU	No	No
Megachilidae	<i>Coelioxys elongatula</i>	VU	VU	No	No
Colletidae	<i>Colletes chengtehensis</i>	VU	EN	No	No
Colletidae	<i>Colletes dimidiatus</i>	VU	VU	Yes	Yes
Colletidae	<i>Colletes floralis</i>	VU	VU	No	No
Colletidae	<i>Colletes fodiens</i>	VU	VU	No	No
Colletidae	<i>Colletes impunctatus</i>	VU	VU	No	No
Colletidae	<i>Colletes moricei</i>	VU	VU	Yes	Yes
Colletidae	<i>Colletes perezii</i>	VU	VU	No	No
Colletidae	<i>Colletes pulchellus</i>	VU	VU	Yes	Yes
Halictidae	<i>Halictus leucabeneus</i>	VU	VU	No	No
Melittidae	<i>Melitta hispanica</i>	VU	VU	Yes	Yes
Melittidae	<i>Melitta kastiliensis</i>	VU	VU	Yes	Yes
Apidae	<i>Nomada noskiewiczii</i>	VU	VU	Yes	Yes
Halictidae	<i>Systropha planidens</i>	VU	VU	No	No
Andrenidae	<i>Andrena nanaeformis</i>	LC	VU	No	No