



INSTITUTO
UNIVERSITÁRIO
DE LISBOA

Análise económica comparativa entre cenários para controlo de biomassa,
prevenção e mitigação de incêndios

Ângela Filipa Silva Pereira Ferreira

Mestrado em Estudos do Ambiente e Sustentabilidade

Orientadora:

Doutora Catarina Roseta Palma, Professora Associada, ISCTE

Coorientadora:

Doutora Vânia Proença, Professora Convidada, ISCTE

Outubro, 2022



CIÊNCIAS SOCIAIS
E HUMANAS

Escola de Ciências Sociais e Humanas

Análise económica comparativa entre cenários para controlo de biomassa,
prevenção e mitigação de incêndios

Ângela Filipa Silva Pereira Ferreira

Mestrado em Estudos do Ambiente e Sustentabilidade

Orientadora:

Doutora Catarina Roseta Palma, Professora Associada, ISCTE

Coorientadora:

Doutora Vânia Proença, Professora Convidada, ISCTE

Outubro, 2022

A Deus e aos meus pais,

Agradecimentos

Os últimos tempos foram desafiadores. Alguns amigos dizem que a minha vida dava um livro. Eu não acredito que dê para tanto, mas agradeço todo o carinho que recebo e recebi de familiares, amigos, professores e colegas do mestrado. Agradeço ter saúde e ter a oportunidade de realizar várias contribuições em regime de voluntariado com causas ambientais. A Natureza (re)conecta.

Escrever foi um processo desafiante, ser investigadora é um processo solitário, mas as minhas orientadoras Vânia Proença e Catarina Roseta Palma apoiaram-me com firmeza. A elas estou grata, não só pelo acompanhamento e elucidação no âmbito do mestrado e tese, mas também pela sua hombridade e humanidade. A vós, muita gratidão.

Agradeço à Rewilding Portugal, nomeadamente Sara Aliácar, Daniel Veríssimo e André Couto pela imprescindível colaboração nesta tese e pelo tempo dedicado. Agradeço aos colaboradores da Quinta do Pisão em Cascais pelas informações relativas à gestão dos Sorraia. Agradeço à Associação de Criadores de Raça Garrana pelas informações partilhadas relativas aos Garranos. Agradecimento a Filipa Heitor, Carlos Teixeira, Vanda Claudino-Sales, Jens-Christian Svenning, Jaime Fagúndez Días e Francisco Moreira pela partilha de bibliografia e informações. Agradecimento especial ao amigo Nuno Teixeira pela revisão da tese.

Com amor e cordialidade,

Ângela Ferreira

Resumo

Nas últimas décadas, o abandono agrícola de terrenos menos produtivos revela-se tendência comum em regiões da Europa, sendo acompanhada por alterações nos processos ecológicos, como o declínio da herbivoria e da remoção de biomassa pela agricultura. O aumento de combustível agrava a intensidade dos incêndios, nomeadamente no Mediterrâneo. O serviço de ecossistema “Regulação de Eventos Extremos” é afetado e conseqüentemente são elaboradas políticas de controlo de biomassa, sobretudo através de meios mecânicos. Estudos sugerem o uso de soluções de base natural, como o rewilding e a (re)introdução de herbívoros, por apresentarem benefícios ecológicos, desenvolvimento local e rural e potencialmente oferecerem vantagens económicas. Esta tese efetua uma análise de custo-benefício, onde se avaliam os custos evitados entre a reintrodução do cavalo em regime de pastoreio natural (intervalo de custos mínimo e máximo) e o uso de meios mecânicos. Foram avaliados dois cenários: terrenos com capacidade de carga de 0,1 CN/ha (Cenário 1) – como é o caso de estudo da Rewilding Portugal no Vale do Coa – e de 1,4CN/ha (Cenário 2). Os resultados do Valor Atualizado Líquido são: Cenário 1) meios mecânicos 1.076,53€ e pastoreio natural de 213,23€ a 6.614,85€; Cenário 2) meios mecânicos 6.997,41€ e pastoreio natural de 1.087,18€ a 11.880,56€. Em ambos os cenários, o pastoreio natural realizado por cavalos é economicamente mais vantajoso do que o uso de meios mecânicos. Contudo, fatores preponderantes nos custos, como o preço dos cavalos e a necessidade de colocação de vedações, podem tornar mais vantajoso o uso de meios mecânicos.

Palavras-chave: Serviços de Ecossistema; Soluções de Base Natural; Valorização Económica Total; Rewilding; Herbivoria; Biomassa; Mitigação do risco de incêndios

Abstract

In recent decades, agricultural abandonment of less productive land is proving to be a common trend in parts of Europe, accompanied by changes in ecological processes such as declining herbivory and biomass removal by agriculture. The increase in fuel exacerbates the intensity of fires, particularly in the Mediterranean. The ecosystem service "Regulation of Extreme Events" is affected and consequently policies of biomass control, mainly through mechanical means, are elaborated. Studies suggest to use natural based solutions, such as rewilding and (re)introduction of herbivores, as they have ecological benefits, local and rural development and potentially offer economic advantages. This thesis performs a cost-benefit analysis, where the avoided costs between reintroducing the horse in natural grazing (minimum and maximum cost range) and using mechanical means are evaluated. Two scenarios were evaluated: land with carrying capacity of 0.1 LU/ha (Scenario 1) - as it is the case of Rewilding Portugal's study in Coa Valley - and 1.4 LU/ha (Scenario 2). The Net Present Value results are: Scenario 1) mechanical means 1,076.53€ and natural grazing from 213.23€ to 6,614.85€; Scenario 2) mechanical means 6,997.41€ and natural grazing from 1,087.18€ to 11,880.56€. In both scenarios, natural grazing by horses is more economically advantageous than the use of mechanical means. However, cost factors, such as the price of horses and the need for fencing, may result in the more advantageous use of mechanical means.

Keywords: Ecosystem Services; Nature-Based Solutions; Economic Quantification; Rewilding; Herbivory; Biomass; Fire Risk Mitigation

Índice

Agradecimentos	v
Resumo.....	vii
Abstract	ix
Índice	xi
Índice de Figuras.....	xiii
Índice de Quadros	xv
Glossário de Siglas	xvii
CAPÍTULO 1 - Introdução.....	1
CAPÍTULO 2 - Revisão da Literatura	3
2.1. Papel ecológico e funcional da herbivoria nos ecossistemas.....	3
2.2 História recente do uso dos ecossistemas pelo Homem	6
2.3 Gestão de ecossistemas, soluções de base natural e rewilding.....	8
2.4 Serviços de Ecossistema – contextualização e importância.....	11
2.4.1. Regulação de eventos extremos – Mitigação de incêndios	11
2.4.2. Falhas de mercado	13
2.4.3. Valorização dos Serviços de Ecossistema	14
2.4.4. Pagamento dos Serviços de Ecossistema e Políticas Públicas.....	16
2.5 Contributos para o Desenvolvimento Local e Sustentável	18
CAPÍTULO 3 - Caracterização do contexto de estudo	21
3.1 Visão e projetos da Rewilding Portugal.....	21
3.2 O Grande Vale do Coa	26
3.2.1. Concelho de Pinhel – Ermo das Águias	28
3.2.2. Sabugal e Vilar Maior – Vale Carapito	30
3.3 Caracterização da espécie em estudo – Cavalo	33
3.3.1. Raça Sorraia	38
3.4 Casos de estudo no Mediterrâneo	40
CAPÍTULO 4 - Análise económica comparativa entre cenários para controlo de biomassa, prevenção e mitigação de incêndios.....	45
4.1 Metodologia e dados.....	45
4.1.1. Dados dos meios mecânicos (operações mistas)	48
4.1.2. Dados para a herbivoria	49

4.2	Cenários.....	50
4.3	Resultados	51
4.4	Discussão	53
CAPÍTULO 5 - Notas conclusivas		57
Referências Bibliográficas		59
ANEXOS		70
ANEXO A – Matriz de beneficiação 2015/2016 COAF		70
ANEXO B – Custos detalhados da introdução de cavalos.....		71

Índice de Figuras

Figura 2.1 1 Formas de alimentação dos herbívoros pastadores e ramejadores.	4
Figura 2.3 1 Ilustração do planeamento e gestão de paisagem do Rewilding.....	10
Figura 2.4.3 1 Valor económico total.	15
Figura 3.1 1 Delimitação da propriedade “Ermo das Águias” (concelho de Pinhel)	23
Figura 3.1 2 Delimitação da propriedade “Vale Carapito” (concelho do Sabugal).	23
Figura 3.1 3 Ilustração da visão de Rewilding para o Ermo das Águias.....	24
Figura 3.1 4 Ilustração da visão de Rewilding para o Vale Carapito.....	24
Figura 3.1 5 Ilustração da visão de Rewilding para o Grande Vale do Coa.	26
Figura 3.2 1 Mapa da região do Vale do Coa e sua localização em relação a Portugal continental	26
Figura 3.2 2 Modelação da temperatura anual em °C.....	27
Figura 3.2 3 Modelação da precipitação anual em milímetros.....	27
Figura 3.3 1 Composição da dieta das éguas a pastar.....	37
Figura 3.3 2 Variações de cobertura de plantas.....	38
Figura 3.3 3 Ermo das Águias (Vale de Madeira).....	39
Figura 3.3 4 Vale Carapito (Vilar Maior)	40

Índice de Quadros

Quadro 3.2 1 Dados meteorológicos de Pinhel entre 1999 e 2019	29
Quadro 3.2 2 Dados meteorológicos do Sabugal entre 1999 e 2019	31
Quadro 3.3 1 Tempo despendido (%) por equídeos selvagens em diferentes comportamentos	35
Quadro 4.3 1 Custos de introdução do cavalo numa propriedade	51
Quadro 4.3 2 Custos dos meios mecânicos.....	52
Quadro 4.3 3 Cálculo do Valor Atualizado Líquido.....	52

Glossário de Siglas

- AGIF – Agência para a Gestão Integrada de Fogos Rurais
- ATN – Associação Transumância e Natureza
- CBA – Análise Custo-Benefício
- CICES – Classificação Internacional Comum dos Serviços de Ecossistema
- CN – Cabeças Normais
- COAF – Comissão de Acompanhamento das Operações Florestais
- DGADR – Direção Geral da Agricultura e Desenvolvimento Rural
- DGAV – Direção Geral da Alimentação e Veterinária
- DGT – Direção Geral do Território
- GPS – Sistema de posicionamento global
- IFAP – Instituto de Financiamento da Agricultura e Pescas
- INE – Instituto Nacional de Estatística
- IPBES – Painel Intergovernamental para a Biodiversidade e Serviços de Ecossistema
- IPC – Índice de Preços no Consumidor
- IUCN – União Internacional para a Conservação da Natureza
- IVA – Imposto sobre Valor Acrescentado
- MTSSS – Ministério do Trabalho, da Solidariedade e da Segurança Social
- NUT – Nomenclatura das Unidades Territoriais
- SBN – Soluções Baseadas na Natureza
- SE – Serviços de Ecossistema
- SGIFR – Sistema de Gestão Integrada de Fogos Rurais
- TEEB – A Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade
- UFARVMB – União de Freguesias de Aldeia da Ribeira, Vilar Maior e Badamalos
- VAL – Valor Atualizado Líquido

CAPÍTULO 1

Introdução

Os ecossistemas têm sido severamente alterados por causas antropogénicas. A grande maioria dos indicadores de ecossistemas e biodiversidade mostrando rápido declínio, com 75% da superfície terrestre alterada, 66% da área oceânica está a sofrer impactos cumulativos crescentes e mais de 85% das áreas húmidas foram destruídas (IPBES, 2018). Houve melhorias no bem-estar humano, contudo não de forma equitativa entre as pessoas e regiões do mundo. Os ganhos de bem-estar produziram e produzem riscos, incertezas e irreversibilidades de alterações no ecossistema e de pobreza em diversas partes do mundo, como revelou o relatório de 2005 *Millennium Ecosystem Assessment* e a Avaliação Global do IPBES realizada 14 anos depois (IPBES, 2019).

As florestas têm sido convertidas desde há milénios pelo homem, para atividades como agricultura, entre outras (Chazdon, 2008). Estas alterações de uso do solo provocaram e provocam alterações no funcionamento dos ecossistemas e efeitos complexos na conservação da natureza. As tendências mais recentes mostram um fluxo generalizado e global de o abandono agrícola em terrenos menos produtivos, o que com a ausência da função ecológica por meios naturais de perturbação (herbivoria por grandes e pequenos herbívoros) e pela ausência incitada por perturbação humana (remoção de biomassa pela agricultura ou pastorícia), tem conduzido a um aumento de biomassa que agrava a intensidade dos incêndios (Benayas et al., 2007). O aumento da vulnerabilidade aos incêndios no contexto rural em Portugal (R. F. Santos et al., 2019) é um problema rural grave e a estratégia de prevenção de fogos rurais contém a utilização de meios mecânicos e fogos controlados (Conselho de Ministros, 2020). Assim, a mitigação e prevenção de incêndios com soluções de base natural tornam-se uma realidade com interesse atual de estudo

No fim dos anos 70 do século XX, no mundo científico, surgiu um conceito com a designação de “Serviços da Natureza”, sendo atualmente designado de “Serviços de Ecossistema” (Costanza et al., 2017). A prevenção e mitigação de incêndios inserem-se nos serviços de ecossistema de regulação (IPBES, 2018). De acordo com os autores Ruiz-Mirazo et al. (2011), estão já a ser aplicadas no Mediterrâneo ações silvopastoris de gestão da biomassa, sendo a maior referência o sudeste de França. Segundo os autores, existe evidência científica do contributo dos herbívoros nesse controlo, além da contribuição para uma paisagem mais heterogénea (Ruiz-Mirazo et al., 2011). Dirzo estudou o problema que apelida de *desfaunização*, referindo que a “remoção de animais de grande porte causa grandes efeitos nas funções e nos serviços do ecossistema, incluindo mudanças na intensidade dos fogos” (Dirzo et al., 2014, p.404). A reintrodução de grandes herbívoros deve ser vista como uma solução – de base natural – importante para a prevenção de incêndios (Dirzo et al., 2014) e para

outras funções ecológicas, pois estes animais têm a possibilidade de “moldar a frequência, intensidade e distribuição espacial dos incêndios numa paisagem” (Ripple et al., 2015, p. 7).

As decisões que tomamos como sociedade têm impactos sobre o ecossistema, por isso, é essencial avaliar e valorizar explicitamente os serviços do ecossistema, com o intuito de apoiar a tomada de decisões mais conscientes e sustentáveis sobre os possíveis *trade-offs* (sociais, ambientais e económicos). O processo de avaliar os serviços proporcionados por um ecossistema ajuda a garantir o seu reconhecimento em políticas públicas (Costanza et al., 2017) e pode consequentemente contribuir para a sua proteção e para o desenvolvimento local. O abandono rural pode ser encarado como uma oportunidade e como um benefício para a vivência rural sustentável e para a participação comunitária (Chazdon, 2008).

Nesta dissertação de mestrado, proponho-me a avaliar economicamente cenários de controlo de biomassa entre a introdução de herbívoros em regime de pastoreio natural e o uso de métodos mecânicos, com o objetivo de mitigação de incêndios. Esta dissertação pretende contribuir para a área da economia do ambiente respondendo à seguinte pergunta de investigação **“Quais os custos evitados pela reintrodução de herbívoros em regime semisselvagem para regulação da biomassa e a mitigação do risco de incêndio severo, por comparação com os meios mecânicos?”**. Os objetivos específicos desta investigação são:

- Avaliar qual o cenário mais eficaz para o controlo da biomassa, no ecossistema em estudo;
- Contribuir para a análise das vantagens e desvantagens do uso de herbívoros em regime semisselvagem, no que concerne especificamente à prevenção e mitigação de incêndios, contributos para o sequestro de carbono e biodiversidade;
- Apresentar contributos para o desenvolvimento local e rural e alinhamento de políticas públicas para a prevenção e mitigação dos incêndios em Portugal, através do pastoreio natural com cavalos.

Esta dissertação é desenvolvida com a partilha de informações da entidade Rewilding Portugal, que conduz em Portugal projetos de restauro ecológico, nomeadamente o pastoreio em regime semisselvagem (*natural grazing*) com herbívoros, contando já com a introdução de cavalos da raça Sorraia, uma raça autóctone portuguesa e adaptada a viver em estado selvagem ou semisselvagem em áreas que requeiram maior resiliência.

A tese encontra-se dividida em 5 capítulos, onde: no primeiro encontra-se a introdução à problemática, no segundo capítulo é feita a revisão de literatura, no terceiro capítulo é apresentado o enquadramento do contexto de estudo, seguindo-se o capítulo quatro com a indicação da metodologia usada nesta dissertação, bem como a apresentação de resultados e discussão. O último capítulo está reservado às conclusões a retirar deste trabalho.

Revisão da Literatura

2.1. Papel ecológico e funcional da herbivoria nos ecossistemas

Os ecossistemas são “combinações complexas e dinâmicas de plantas, animais, microrganismos e o seu meio abiótico, interagindo entre si como uma unidade” (Harrington et al., 2010, p.2781). Uma das interações ecossistêmicas é a herbivoria, isto é, a alimentação e consumo por animais de partes de plantas, como folhagem, caules, raízes, flores, frutos ou sementes. A herbivoria é um processo importantíssimo nos ecossistemas, com consequências na produção, estrutura e composição da vegetação (Schowalter, 2011). São os atos de pastar e podar (plantas monocotiledóneas e plantas dicotiledóneas), pisotear (pisar, deitar, partir ramos, etc.) e defecar que tornam os herbívoros, em especial os grandes herbívoros, um fator importante para a biodiversidade e para as dinâmicas de relação da biomassa existente dentro de um ecossistema. Os grandes herbívoros têm também um papel na forma como se processam os fluxos de nutrientes nos ecossistemas, tendo assim um contributo a desempenhar na funcionalidade dos ecossistemas (Gordon et al., 2020).

Os grandes herbívoros mamíferos têm distinção quanto à forma como se alimentam, desempenhando neste âmbito dois processos ecológicos. Na língua inglesa, são distinguidos os termos “graze” e “browse”. O termo “browse” representa o processo de alimentação baseada em plantas de parede celular fina e em maiores teores de conteúdos celulares (como o azoto), maiores compostos de compostos não aproveitáveis, como a lenhina. O termo “graze” representa o processo de alimentação por herbáceas e gramíneas, com teores de celulose e hemiceluloses elevados e teores em lenhina muito baixos (Bugalho, 2008). Miguel Bugalho sugere como possível tradução “ramejadores” e “pastadores” (2008, p. 64) e no site Biologia Net encontramos a tradução “herbívoro podador” e “herbívoro pastador” (M. Santos, 2022), para “browser” e “grazer”, respetivamente. Adicionalmente, alguns herbívoros obtêm energia através de uma alimentação combinada (mixed feed) entre herbáceas e lenhosas. A alimentação herbívora tem três importantes componentes: a procura de alimento (que depende da topografia da área, do clima e da distância em relação ao acesso à água), o corte/trinca e a mastigação. Estas diferenças na forma de se alimentarem (Figura 2.2.1), conduziram os grandes herbívoros a adaptações morfológicas, fisiológicas (Gordon et al., 2020).



Figura 2.1 1 Formas de alimentação dos herbívoros pastadores e ramejadores.

Traduzido e adaptado de Gordon et al. (2020)

A herbivoria é uma perturbação natural (H. M. Pereira & Navarro, 2015) que altera a disponibilidade de recursos, o ambiente físico e a estrutura de uma população ou comunidade de plantas num dado ecossistema (Turner, 1998). Na Europa, as paisagens foram moldadas ao longo dos milénios por estas perturbações, quer através de processos sem intervenção humana, quer através de processos antropogénicos como a agricultura e a criação de gado, fogos para criação de pasto, introdução de espécies exóticas, poluição, entre outros. Mais recentemente, assiste-se em diversas zonas à cessação do uso humano, nomeadamente pelo abandono agrícola. A herbivoria (incluindo o consumo e pisoteio) afeta a intensidade e frequência de fogos, como tal, o seu controlo é importante para a mitigação de incêndios rurais e para o controlo do regime em que acontecem (H. M. Pereira & Navarro, 2015).

A herbivoria, geralmente, promove a heterogeneidade da vegetação e a manutenção da quantidade de biomassa na paisagem devido ao pastoreio seletivo, pisoteio e deposição localizada de urina e estrume (Wang & Seabloom, 2021). Por outro lado, a exclusão de herbivoria (ou seja, o não uso agrícola e a ausência de herbívoros) tem efeitos na estabilidade da biomassa que podem ser positivos (aumento da biomassa no prado), neutros (sem efeitos na quantidade de biomassa

existente no prado), ou negativos (diminuição da biomassa no prado), dependendo do herbívoro excluído e da zona espacial excluída (Wang & Seabloom, 2021).

Os efeitos da herbivoria na vegetação são variados: na composição florística, estrutura, produtividade, habitat e ciclo de nutrientes. Cada espécie de herbívoros tem preferência alimentar por determinadas plantas ou partes de plantas. Dependendo dos herbívoros presentes num dado ecossistema, o facto de terem preferências alimentares faz com que a pressão e o stress exercidos sobre as plantas das quais se alimentam, condicione a paisagem, altere a competição entre plantas e por conseguinte a composição florística. A altura média da vegetação, ou seja, a estrutura, e a produtividade são condicionadas pela presença de “pastadores” e “ramejadores”. Habitualmente, preferem mais plantas eretas do que plantas rasteiras, mais plantas com folhas maiores do que plantas com folhas mais pequenas, mais partes verdes das plantas do que partes secas. A herbivoria pode contribuir para uma maior produtividade ao permitir o crescimento de sementes/plantas antes dominadas por outras espécies mais abundantes em que não estava possibilitada a penetração da luz solar, permitindo assim a fotossíntese e respiração (Bugalho, 2008). O pisoteio dos herbívoros, ao derrubar ou desbravar árvores, arbustos e ervas cria pequenos espaços sem vegetação ou clareiras que permitem a maior entrada de luz solar, fomentando maiores níveis de produtividade vegetal e a germinação de sementes, pelos processos metabólicos da fotossíntese e da respiração (H. M. Pereira & Navarro, 2015). O mosaico de habitats criado pela presença de herbívoros, com diferentes densidades, alturas e composição de vegetação, mantém uma diversidade de habitats e recursos na paisagem, que por sua vez pode condicionar a frequência de outros animais nos vários níveis da cadeia trófica (de consumidores primários e predadores de topo), que dependem da existência desses habitats. As fezes e a urina dos herbívoros interferem com o ciclo de nutrientes do ecossistema, provocando um enriquecimento nutritivo dos solos ou poluição, se for em excesso. A preferência dos herbívoros em geral por vegetação de mais fácil digestão, mais nutritiva e mais rica em azoto, afeta as características químicas da vegetação que se mantém viva, os seus ciclos de vida e de posterior decomposição e o retorno de nutrientes ao solo (Bugalho, 2008).

As espécies são definidas como engenheiras de ecossistemas quando “modificam ativamente as condições ambientais abióticas (disponibilidade de recursos, estrutura do ecossistema), modificando consequentemente as interações bióticas entre espécies co-ocorrentes” (Schweiger et al., 2019, p. 8). Por todos os efeitos gerados nos ecossistemas por parte dos grandes herbívoros, estes são considerados “engenheiros de ecossistemas” (Johnson et al., 2018).

Para concluir este ponto, a herbivoria desencadeia respostas em relação à pós-ocorrência dos fogos, havendo diferentes respostas por parte dos herbívoros e da composição das espécies consoante seja a dimensão do fogo, por isso, a relação entre herbivoria e fogos deve ser estudada,

padronizada e gerida para o alcance de objetivos em determinadas regiões/áreas. Na ausência de fauna selvagem, a reintrodução de grandes herbívoros em regime semisselvagem em áreas naturais e semi-naturais, promovida pelo rewilding (ou renaturalização) poderá ser considerada como uma solução para esta gestão do binómio fogo-herbivoria (Gordon et al., 2020).

2.2 História recente do uso dos ecossistemas pelo Homem

O homem terá começado a usar de forma sistemática o fogo como ferramenta antes do Holoceno, assumindo o seu controlo (H. Pereira et al., 2012). Esta ferramenta tornou-se fulcral para as outras mudanças que se iniciavam na domesticação de ungulados e no uso agrícola, pois bem aplicada permitia a abertura de terrenos e a fertilização dos solos. A agricultura, que se assume ter iniciado na região da Eurásia (nomeadamente na zona do Crescente Fértil) com o cultivo de cereais e leguminosas, foi-se espalhando pelas outras regiões e continentes (H. Pereira et al., 2012). Além da domesticação da flora, o ser humano também começou a domesticar fauna, iniciando-a com gado selvagem descendente dos auroques (*Bos primigenius*), depois búfalos (*Bubalus sp.*), mais tarde cavalos (*Equus ferus*) e burros (*Equus africanus*), que tinham a capacidade de auxiliar os humanos em diversas tarefas. De importância extrema foi a posterior domesticação das cabras e ovelhas (Blondel, 2006).

A agricultura e a pecuária permitiram ao ser humano uma expansão demográfica. No início da Revolução Industrial terá sido atingido o pico de 80% da paisagem europeia alterada (Blondel, 2006).

Após a Revolução Industrial, a relação entre a população e o uso da terra tornou-se largamente desconectada (Bowman et al., 2009). Os humanos, em especial os pequenos agricultores, deslocaram-se para as cidades em busca de empregos noutros setores da economia, como a indústria e o turismo, provocando um largo abandono de terrenos (Keesstra et al., 2018) e deixando as comunidades rurais cada vez mais pobres e isoladas (MacDonald et al., 2000). A agricultura tornou-se cada vez mais industrial, com altas taxas de produtividade graças a avanços científicos e tecnológicos e também devido a políticas implementadas (na União Europeia, estabeleceu-se a Política Agrícola Comum). Privilegia-se cada vez mais o recurso a áreas relativamente mais planas e abandonam-se as áreas montanhosas, solos pouco produtivos e as técnicas tradicionais agrícolas, porque apresentam limites ao uso de novas estruturas e técnicas (MacDonald et al., 2000). O abandono agrícola deve-se sobretudo à obtenção de baixos recursos financeiros quando comparado com outras atividades, mas também à degradação e exaustão dos terrenos que se tornaram improdutivos (MacDonald et al., 2000). Na Europa do Sul, o facto de existir baixa produtividade dos terrenos e de os mesmos estarem em geral muito fragmentados, pertencendo a diversos pequenos

proprietários, contribui mais fortemente para os baixos rendimentos obtidos da terra. Contudo, o abandono e a mudança das práticas agrícolas podem ter mais uma vez gerado o desequilíbrio no sentido da ascendência dos incêndios no Mediterrâneo, onde a vegetação é propícia ao fogo (Gordon et al., 2020).

O reconhecimento das políticas de desenvolvimento deverá ter em consideração os impactos do abandono agrícola nas categorias biodiversidade, paisagens e solos/habitats. A riqueza paisagística do Mediterrâneo, gerada pelos usos tradicionais, beneficiou provavelmente a resiliência destes ecossistemas mosaicos. Parece ter proporcionado durante séculos uma persistência de biodiversidade e um funcionamento sustentável com mecanismos de feedback que mantiveram os ecossistemas operantes. Atualmente são considerados bons exemplos agro-silvo-pastoris os sistemas de “Dehesa-Montado” (Península Ibérica) e “Sylva-saltus-ager” (romanos) (H. M. Pereira & Navarro, 2015).

Com as alterações climáticas, os riscos de erosão do solo, derrocadas, e, sobretudo no Mediterrâneo, o aumento do risco de incêndios são uma grande consequência no uso dos solos derivado do abandono agrícola e derivado das atividades silvipastoris. “As áreas abandonadas ficaram muitas vezes sem as perturbações artificiais que tinham substituído as naturais há séculos ou milénios” (H. M. Pereira & Navarro, 2015, p. 148). Fica um vazio funcional.

Os grandes herbívoros selvagens podem potencialmente ser um dos principais fatores de controlo de biomassa. A sua população na Europa tem crescido e dispersado desde 1950 aproximadamente (Bradshaw et al., 2003). Apesar de o fogo ter sido o processo dominante de consumo de vegetação durante o Holoceno, na história mais recente (aproximadamente desde há 400 anos), a gestão da biomassa está associada a regimes de herbivoria extensivos e de densidade intensa baixa a moderada, ou a regimes de herbivoria de densidade elevada, mas em sistema de transumância em que os animais se vão movendo, sem causar excesso de pressão e excesso de permanência (Gordon et al., 2020). O resultado do impacto dos herbívoros nos ecossistemas florestais tem aumentado a sua gestão e conservação e destaca a necessidade de mais investigações (Bradshaw et al., 2003). O fogo e o herbívoro permanecem numa interação dinâmica e “há provas circunstanciais de que o herbívoro (...) tem contribuído e interagido com regimes históricos de incêndio, modelando dinamicamente os padrões de vegetação ao longo do tempo” (Gordon et al., 2020, p. 303). A gestão da herbivoria, no Mediterrâneo, quer através de animais domésticos, quer selvagens, pode contribuir para a coexistência dinâmica caracterizada por estabilidade (Blondel, 2006), mas dependerá de uma boa gestão que mantenha níveis de perturbação moderada (permissão de existência de impactos positivos e evitação de impactos negativos) (Teillard et al., 2016).

2.3 Gestão de ecossistemas, soluções de base natural e rewilding

O abandono agrícola deve ser visto como uma oportunidade para a conservação e restauro dos ecossistemas e da biodiversidade (H. Pereira et al., 2012), sendo também uma oportunidade para a recuperação de serviços de ecossistema degradados (Keesstra et al., 2018). Antecipar os efeitos das alterações climáticas, em conjunto com o abandono agrícola, deve também ser visto como uma oportunidade para implementar gestão de estratégias fogo-inteligentes que acautelem a capacidade de regulação e proteção dos incêndios (Sil et al., 2019), como por exemplo o controlo da quantidade de combustível – a biomassa ou a supressão de um incêndio de forma condicionada (Fernandes, 2013).

Munang et al. (2013, p. 50) definem a gestão de ecossistemas como “um processo integrado para conservar e melhorar a saúde dos ecossistemas que sustenta os serviços de ecossistema para o bem-estar humano”, contribuindo para a adaptação às alterações climáticas e redução do risco de catástrofe. A ligação entre a gestão dos ecossistemas, a subsistência das pessoas e o desenvolvimento local deverá ser clara, para que esta conduza a benefícios de financiamento e apoio social. O envolvimento e permanência das partes interessadas e integração em processos de tomadas de decisão locais claramente têm um papel a desempenhar na mitigação dos riscos de catástrofe e no restauro dos ecossistemas (Munang et al., 2013).

As soluções de base natural (SBN) são um dos alicerces da Estratégia de Biodiversidade da UE para 2030, onde se propõe o estabelecimento de mais áreas protegidas e o restauro de ecossistemas degradados (Dumitru & Wendling, 2021). A Comissão Europeia define SBN como soluções “inspiradas e apoiadas pela natureza, que são custo-eficazes, que proporcionam simultaneamente benefícios ambientais, sociais e económicos e ajudam a construir resiliência” (Dumitru & Wendling, 2021, p. 17). A IUCN (sigla em inglês para União Internacional para a Conservação da Natureza) define as SBN como “ações para proteger, gerir de forma sustentável e restaurar ecossistemas naturais ou modificados, que respondam aos desafios da sociedade de forma eficaz e adaptável, proporcionando simultaneamente benefícios para o bem-estar humano e a biodiversidade” (Dumitru & Wendling, 2021, p. 17). Estas soluções são adaptadas a diferentes escalas espaciais e redefinem o papel da natureza em contextos urbano, rural e natural.

Há cerca de 30 anos, nos Países Baixos, surgiu uma nova filosofia de ação holística baseada nos processos naturais: o *Rewilding* (P. Jepson et al., 2018) (Perino et al., 2019) (H. M. Pereira & Navarro, 2015). Carver et al. (2021) definem Rewilding como sendo “o processo de reconstrução, após grandes perturbações humanas, de um ecossistema natural através do restauro de processos naturais e da teia alimentar completa ou quase completa a todos os níveis tróficos como um

ecossistema autossustentável e resiliente com a biota que teria estado presente se a perturbação não tivesse ocorrido” (Carver et al., 2021, p. 1888). O objetivo do rewilding não é controlar a natureza, mas sim estudar, compreender e monitorizar os processos naturais, que permitem que esta seja uma ferramenta ecológica para o restauro dos solos, das paisagens e da biodiversidade, bem como uma oportunidade para criar novos modelos económicos baseados na natureza selvagem, como o turismo de natureza, educação, entre outros. São fatores que melhoram os ecossistemas e a qualidade de vida dos seres humanos (Novara et al., 2017) e cujas melhorias podem ser detetadas logo nos primeiros anos de gestão rewilding em terrenos abandonados há 5-10 anos (Keesstra et al., 2018). O rewilding traz soluções baseadas na natureza com potencial para absorver, amenizar e enfrentar os efeitos das alterações climáticas (Sikorska et al., 2021), por exemplo, através da regeneração natural de terrenos abandonados, promovendo a conectividade entre locais que permitem o corredor de espécies (Carver et al., 2021).

As áreas montanhosas e/ou de produtividade marginal da Europa, por exemplo na Europa de Leste, atravessam um forte abandono agrícola, na ordem dos 40-70% e de diminuição de produção pecuária. Deixam uma oportunidade para o rewilding trófico, isto é, rewilding com a introdução de espécies, nomeadamente grandes herbívoros. Os grandes herbívoros podem estar ausentes ou em densidades populacionais limitadas no ecossistema. Com eles, a cadeia trófica fica completa, o que contribui para regular a expansão do material lenhoso e herbáceo (Cromsigt et al., 2018) (Perino et al., 2019). Um dos propósitos do Rewilding na Europa é a reintrodução em estado selvagem e semisselvagem de grandes herbívoros, especialmente de bovídeos e equídeos (P. R. Jepson, 2022). Para o Rewilding, é necessário identificar a situação de referência (ou seja, *benchmark*) para os processos de rewilding, definir objetivos com base no contexto atual, bem como entender a memória ecológica do local (Schweiger et al., 2019). Schweiger et al. (2019) definem memória ecológica como “o material abiótico e o material biótico acumulados num ecossistema e os legados de informação de dinâmicas passadas” (Schweiger et al., 2019, p. 1). Os autores continuam afirmando que “a importância da memória ecológica que caracteriza o ecossistema em foco depende (i) do tempo absoluto desde a perda da megafauna, (ii) da velocidade de rotatividade abiótica e biótica, (iii) da força das interações das espécies que caracterizam o ecossistema, e (iv) da capacidade compensatória dos ecossistemas de origem circundante” (Schweiger et al., 2019, p. 4). O Rewilding deve enquadrar na gestão do ecossistema os atributos do local, tais como: complexidade do terreno, propriedades do solo, restos biológicos estruturais (caules de madeira, termiteiras, etc.), restos de espécies localmente extintas (esporos, sementes, etc.), restos de populações, características da espécie (comportamentais, fisiológicas, morfológicas), ligações antagonistas/mutualistas vagas, diversidade genética, plasticidade fenotípica, efeitos maternos (Schweiger et al., 2019). As

intervenções de Rewilding têm usado como *benchmark* o período Pleistoceno, o período Holoceno, e os novos ecossistemas contemporâneos. A escolha da linha de base (*baseline*) é importante, pois tem implicações diferentes para a conservação e restauro, afetando a gestão pretendida para o projeto e outras componentes práticas do mesmo, como por exemplo a gestão passiva, a reintrodução e a substituição da taxonomia, entre outros (Lorimer et al., 2015).

Os princípios para o rewilding definidos pela *task force* de Rewilding na IUCN, traduzidos e citados em seguida, são (P. R. Jepson, 2022, p. 3):

1. O Rewilding utiliza a vida selvagem para restaurar as interações tróficas.
2. O Rewilding centra-se na recuperação de processos ecológicos, interações e condições baseadas em ecossistemas de referência.
3. O Rewilding deve antecipar os efeitos das alterações climáticas e, sempre que possível, atuar como um instrumento para mitigar os impactos.
4. O Rewilding requer envolvimento e apoio locais.
5. O Rewilding é informado pela ciência, pelos conhecimentos ecológicos tradicionais e por outros conhecimentos locais.
6. O Rewilding é adaptável e depende da monitorização e do feedback.
7. O Rewilding emprega um planeamento à escala da paisagem que considera as áreas centrais (*core areas*), a conectividade e a coexistência. A figura 2.3.1 mostra este princípio através de uma ilustração visual.

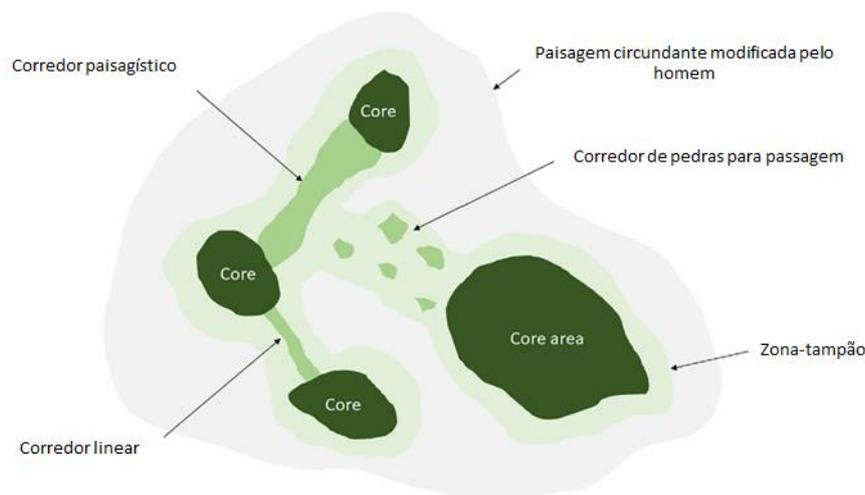


Figura 2.3 1 Ilustração do planeamento e gestão de paisagem de rewilding.

Traduzido de Carver et al. (2021)

O *Rewilding* vem proporcionar um legado e demonstra espaço para uma nova caracterização e abordagem prática da conservação da natureza. Vem também reabilitar o papel central do restauro da megafauna nos ecossistemas, naturalmente ausentes ou disfuncionais (P. R. Jepson, 2022) (Cromsigt et al., 2018).

2.4 Serviços de Ecossistema – contextualização e importância

Os ecossistemas proporcionam ao ser humano, direta ou indiretamente, os serviços e bens necessários à sua sobrevivência e qualidade de vida (Harrington et al., 2010).

Enquanto as funções de ecossistema se referem às relações biofísicas nos ecossistemas independentemente de originarem benefícios para os seres humanos, os serviços de ecossistema têm como princípio básico o facto de haver contributos para o bem-estar e sobrevivência humana (Hernández-Blanco & Costanza, 2018). A sobrevivência do ser humano e o seu bem-estar dependem integralmente da natureza e da biosfera. O seu reconhecimento é premente.

Os serviços de ecossistema (SE) são categorizados por diversos autores e instituições. O TEEB (sigla em inglês, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*) em 2010 e o CICES (sigla em inglês, *Common International Classification of Ecosystem Services*) em 2013 também apresentaram classificações e listas de serviços de ecossistemas para promover e incrementar discussões, avaliações, valorizações e modelos sobre o assunto (Hernández-Blanco & Costanza, 2018). O IPBES (sigla em inglês de Painel Intergovernamental para a Biodiversidade e Serviços de Ecossistema) categoriza os SE como serviços de regulação, serviços materiais/de produção e serviços não materiais/culturais (IPBES, 2019).

A reintrodução em determinados ecossistemas de grandes herbívoros ou a gestão para que não ocorra o desaparecimento dos mesmos são importantes para manter os ecossistemas resilientes, ou seja, ecossistemas capazes de recuperar de perturbações sem intervenção humana (Westman, 1978).

2.4.1. Regulação de eventos extremos – Mitigação de incêndios

“Os serviços de regulação, em geral, não são bem percebidos pelos indivíduos” (Costanza et al., 2017, p. 5). Não são comercializados, mas têm um claro valor para a sociedade, ainda que não percebido por esta (Costanza et al., 2011). Ao serviço que contempla a mitigação e adaptação a cheias, sismos, maremotos, temperaturas extremas, derrocadas, secas e incêndios (Munang et al., 2013) o IPBES, entre outros autores, apelidou de “Regulação de eventos extremos” (IPBES, 2019) (R. S. de Groot et al., 2010) (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Os impactos destes desastres naturais nos sistemas humanos indicam a necessidade de estes terem medidas de preparação e resposta para

esses eventos. Adicionalmente, as alterações climáticas aumentam a intensidade e frequência dos desastres provocados pelo clima, como é o caso dos incêndios (Munang et al., 2013) (TEEB, 2010).

O fogo relaciona-se com aspetos climatéricos: em zonas extremamente húmidas e com precipitação elevada, a vegetação cresce, mas pelo facto de ser tão húmido, o fogo não ignifica ou não tem condições para proliferar; por oposição, em zonas extremamente secas e com altas temperaturas, a biomassa não tem condições para crescer de forma a servir de combustível. As regiões temperadas (e com ventos que atuam como dispersores e aceleradores), como é o caso do Mediterrâneo, têm alturas do ano que propiciam o crescimento abundante de biomassa e têm o Verão normalmente marcado por temperaturas elevadas e por menor precipitação. Estes fatores aumentam as probabilidades de ocorrência de incêndios, alguns deles de efeitos catastróficos. O abandono do uso do solo, com cessação de perturbação regular para remoção da biomassa, vem também potenciar o risco de ocorrência de incêndios (Guenni et al., 2005) (Sil et al., 2019). Em Portugal, os incêndios impactam anualmente 3% do território rural português e provocam danos socioeconómicos na ordem dos 276.6 milhões de euros e ainda perdas da vida humana e selvagem (Sil et al., 2019). A cessação do corte da vegetação e/ou do pastoreio, conduz à acumulação de biomassa que, nos meses mais quentes, forma uma cobertura densa e com baixo teor de humidade, agravando o risco de ocorrência de incêndios severos (MacDonald et al., 2000).

Os incêndios têm impactos em termos de mortes, prejuízos económicos variados, lesões sociais e mentais, mortes de gado, de outros animais e de flora (destruição da biodiversidade). Podem provocar danos na saúde pública, através das finas partículas no ar resultantes do incêndio, trazem poluição aos ecossistemas e alteram as paisagens. Além disto, contribuem para o aumento das emissões dos gases com efeitos de estufa, não só pela biomassa ardida, mas também pela destruição das plantas que faziam fotossíntese e que, portanto, consumiam dióxido de carbono e deixaram de o fazer. Assim, temos um ciclo de realimentação climática ("*climate feedback loop*") (UNEP, 2020).

Embora o fogo seja um fator de perturbação natural importante para a regulação da biomassa, para o funcionamento autossustentável dos ecossistemas e para a manutenção de habitats e da sua diversidade (H. M. Pereira & Navarro, 2015), os regimes de incêndio encontram-se alterados pela ação humana. Particularmente, com fogos mais frequentes e severos que causam degradação do solo, substituição das espécies dominantes de vegetação e impactos nas comunidades selvagens (H. M. Pereira & Navarro, 2015). Isto torna os ecossistemas e o sistema humano mais vulneráveis e menos resilientes.

As condições, os serviços e a gestão dos ecossistemas podem contribuir e desempenhar um importante papel na diminuição da vulnerabilidade dos sistemas humanos e, assim, mitigar os efeitos dos eventos extremos (Guenni et al., 2005), o que beneficia a segurança, a saúde humana e as economias (Sil et al., 2019). A gestão das terras abandonadas deverá repor processos ecológicos que

promovam a manutenção da diversidade de habitats e das espécies que deles dependem, garantindo também níveis de biodiversidade que sustentem o funcionamento ecológico e a manutenção dos serviços de ecossistema de regulação (Guenni et al., 2005). De acordo com Johnson et al. (2018), os grandes herbívoros podem regular a frequência, intensidade e extensão dos fogos, porque consomem matéria vegetal que de outra forma se acumularia como combustível, controlam e variam a densidade da vegetação e manipulam o solo. Constata-se que a herbivoria pode ser usada para diversos fins na gestão dos ecossistemas, incluindo a manutenção de habitats de várias espécies, de ecossistemas e para a prevenção e mitigação dos fogos (menor risco de incêndio).

Esta tese dá contributos no que é explanado neste ponto, dado que faz uma análise de custo-benefício em cenários entre a herbivoria (com o regresso ao uso e gestão de terras abandonadas) e meios mecânicos para o controlo de biomassa e regulação de eventos extremos, como os incêndios.

2.4.2. Falhas de mercado

A maioria dos serviços de ecossistema de suporte (por exemplo, formação do solo) e regulação (por exemplo, purificação da água, regulação de pragas) está em declínio devido a uma complexa armadilha social: a "tragédia dos serviços de ecossistema" (Lant et al., 2008). Os SE de regulação tendem a pertencer a uma classificação de não exclusividade e não rivalidade, sendo, portanto, na sua maioria serviços públicos (Sternberg, 1996) (Chee, 2004). Alguns outros serviços, dependendo dos locais em que se encontram, poderão ser não exclusivos e rivais (bens comuns), como pode ser o exemplo da captura de peixe ou coleta de lenha num baldio. Também nestes casos se tem assistido a declínios acelerados do *stock* destes bens, algo que Hardin (1968) apelidou de "a tragédia dos comuns".

Os serviços de ecossistema, partindo da teoria neoclássica, são considerados capital natural e nas economias desenvolvidas este capital tem sido descurado (Chee, 2004). As teorias neoclássicas da economia têm negligenciado o contributo económico da Natureza por contabilizarem apenas a componente que fosse transacionada num mercado. Isto conduziu a uma permanente subvalorização monetária das dimensões ecológicas da Natureza (Costanza et al., 2017) (Gómez-Baggethun et al., 2010). Adicionalmente, os serviços de ecossistema de regulação, ao se enquadrarem na categoria de serviços públicos, tendencialmente não têm direitos de propriedade (Sternberg, 1996). Assim, existem poucos incentivos e benefícios identificados e aplicados para criar e gerir ecossistemas sustentáveis (Dasgupta et al., 2000). Também é difícil identificar quem seriam as partes responsáveis pelas externalidades negativas – tais como a perda de biodiversidade, poluição ou irreversibilidade da perda de um ecossistema – e fazer essas partes pagarem os danos causados (Sternberg, 1996).

Assim, chegados ao ano 2022, constata-se que os serviços de ecossistema na sua maioria têm sofrido ligeiras ou acentuadas degradações. Gert van Hecken e Johan Bastiaensen (2010) afirmam que as raízes para a degradação ambiental são as falhas de mercado já referidas, reforçando a necessidade de desenvolver teorias e métodos de avaliação económica e a formulação de políticas de pagamento de serviços de ecossistema. Por isso, a economia do ambiente tem vindo a desenvolver-se e a promover métodos para avaliar os custos e benefícios das externalidades ambientais (Gómez-Baggethun et al., 2010). Embora não haja um caminho fácil para sair desta “tragédia dos serviços de ecossistema”, as soluções parecem estar na evolução do direito comum da propriedade, na reforma dos incentivos económicos, e no desenvolvimento dos “distritos de serviços de ecossistema” (Gómez-Baggethun et al., 2010, p. 969). Em relação à “tragédia dos comuns”, Elinor Ostrom (1999) expôs que o desenvolvimento de acordos de cooperação para a gestão do uso de recursos (e.g. uso de quotas de exploração da água e dos pastos) pode ser conseguido através de soluções de governança coletiva.

2.4.3. Valorização dos Serviços de Ecossistema

Os serviços de ecossistema estão associados a diferentes tipos de valorização e benefícios. O TEEB (2010) categoriza e distingue-os em valores ecológicos, valores socioculturais e valores económicos:

- Benefícios e valores ecológicos – Globalmente, os ecossistemas e as suas espécies constituintes atuam como partes essenciais dos processos de suporte básico de vida. Alguns exemplos de medidas de valor (indicadores) são a integridade, a resiliência (valores não instrumentais) e a contribuição para a manutenção da vida no planeta, incluindo a sobrevivência humana (valores instrumentais).
- Benefícios e valores socioculturais – os ecossistemas e a sua biodiversidade são cruciais para o bem-estar humano através das suas fontes não-materiais como a influência no estado mental, valores históricos, culturais, espirituais, éticos, religiosos. Enfim, valores de identidade e de existência para o ser humano.
- Benefícios e valores económicos – Seriam os diferentes componentes do Valor Económico Total de um serviço de ecossistema: valores de uso, de não-uso, de opção e éticos (legado e existência) – ver figura 2.4.3.1.

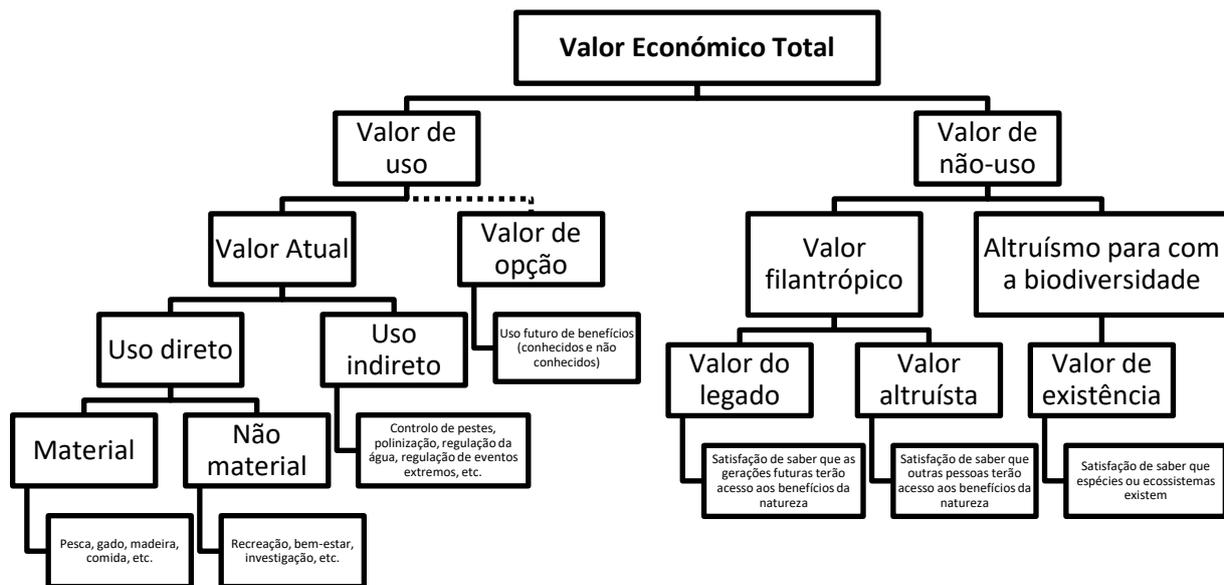


Figura 2.4.3 1 Valor económico total.

Traduzido e adaptado de TEEB (2010)

Os conflitos ecológicos e a necessidade de avaliar as contribuições da natureza ao ser humano surgem a partir de duas fontes: (1) da escassez e restrições na prestação de serviços de ecossistema e (2) da distribuição dos custos e benefícios do fornecimento dos SE. A ciência dos serviços de ecossistema torna os conflitos e contrapartidas (*trade-offs* ecológicos, sociais e ambientais) explícitos e, assim, facilita a gestão e o planeamento, ajuda a resolver conflitos e permite às partes interessadas fazer juízos de valor com uma base sólida (Costanza et al., 2011).

É importante reconhecer que muitas pessoas não se dão conta da sua dependência dos ecossistemas e dos serviços que estes nos prestam e, por isso, falham na atribuição de um valor. No caso da presente tese, far-se-á uma avaliação dos custos evitados (análise de custo-benefício), que de forma direta avalia, entre cenários de pastoreio e de uso de meios mecânicos, qual o cenário mais económico para atingir o controlo de biomassa e mitigação de incêndios. O estudo dos SE e sua valorização, tanto a valorização do uso direto, como do uso indireto e do não uso, surgem como ferramentas importantes para conduzir a estas tomadas de consciência e clarificação da dependência dos seres humanos dos serviços de ecossistema (TEEB, 2010). Por fim, é importante salientar e reconhecer também a existência de *des-serviços*, ou seja, desvantagens/prejuízos dos serviços de ecossistema para o bem-estar humano, tais como são pragas, espécies invasoras que possam afetar a saúde humana ou a quantidade e qualidade de bens e serviços produzidos ao dispor para a humanidade (TEEB, 2010).

A análise e apuramento do Valor Económico Total não deve conter duplas contagens entre o serviço de suporte/básico/inicial e o serviço de ecossistema/final. Então, a dupla contagem precisa de ser analisada para cada estudo, onde se deve ter em consideração o que são os serviços intermediários, os serviços finais e os benefícios (Fisher et al., 2008). Bateman et al. (2011) apresentaram a definição dos termos atrás mencionados e uma proposta de quadro/método para realizar a análise, de forma a que a questão da dupla contagem fique transparente e improvável.

2.4.4. Pagamento dos Serviços de Ecossistema e Políticas Públicas

Toda a cadeia ecológica deve ser tida em conta nas formulações de políticas, decisões e gestão, quer na esfera pública, quer na privada (TEEB, 2010).

Os ecossistemas são alterados por fatores diretos e indiretos e com efeitos neutros, positivos ou negativos. Os fatores indiretos abrangem mudanças demográficas, inovações tecnológicas, desenvolvimento económico, quadros legais e institucionais (instrumentos políticos), a cultura e os conhecimentos tradicionais. Todos estes fatores influenciam as decisões individuais e coletivas do ser humano. No caso de estudo da presente tese, a mudança demográfica e menor desenvolvimento económico nos meios rurais têm contribuído para o abandono agrícola e de pastorícia, que acarreta o deteriorar dos serviços de ecossistema, nomeadamente a regulação de incêndios. Os fatores diretos acolhem a perda/degradação de habitats, poluição, sobre-exploração dos recursos, espécies invasoras e alterações climáticas. No caso de estudo desta tese, os fatores diretos implicados na degradação dos ecossistemas rurais estão relacionados com as alterações climáticas que demandam respostas de adaptação com soluções de base natural. E ainda, a degradação do habitat para algumas espécies, já referidas nesta tese, e para as quais a herbivoria teria impactos positivos e geraria oportunidades para a biodiversidade. Os fatores diretos e indiretos afetam a forma como as pessoas utilizam e gerem os ecossistemas e os seus serviços, pelo que os decisores públicos os deverão ter em conta na formulação de políticas. Adicionalmente, é importante que a Governança tenha presente que mesmo decisões tomadas com o sentido de gerar efeitos positivos, quando aplicadas no local ou contexto errado, podem ter impactos negativos nos ecossistemas e na biodiversidade (TEEB, 2010). Desta forma, o IPBES e o TEEB propõem um quadro conceptual, para que os ecossistemas sejam cuidadosamente analisados, e que pretende ser um modelo que simplifica as complexas interações entre a natureza e a sociedade, através de fatores diretos (naturais e antropogénicos) e indiretos (instituições e Governança).

Muitas decisões económicas e políticas são baseadas em critérios de eficiência. Por exemplo, as decisões de política ambiental podem ser avaliadas através de análises de custo-benefício, contudo

um crescente número de ambientalistas tem criticado visões utilitaristas do papel dos ecossistemas no bem-estar humano (Gómez-Baggethun et al., 2010).

A definição de Pagamentos de Serviços de Ecossistema, num registo ideal como instrumento de política baseado no mercado (*Market Based Instrument*, em inglês) é (Wunder, 2005): "(1) uma transação voluntária em que (2) um serviço ambiental bem definido, ou uma utilização do terreno suscetível de assegurar esse serviço (3) está a ser "comprado" por pelo menos um comprador de serviços (4) a pelo menos um prestador de serviços (5) se, e apenas se, o prestador de serviços assegurar a prestação dos mesmos" (Farley & Costanza, 2010, p. 2063). Espera-se que estes MBI resolvam as falhas de mercado e permitam produzir "preços certos" dos produtos no mercado, uma vez que, quer no setor público, quer no privado, se tenta internalizar a conservação (e melhoria) dos serviços de ecossistema nos preços (Gómez-Baggethun & Muradian, 2015). Esta abordagem tem-se mostrado popular entre o meio científico e político (Van Hecken & Bastiaensen, 2010) porque as políticas implementadas até agora (exemplos: "áreas protegidas" da política ambiental tradicional e "projetos integrados de desenvolvimento e conservação" das políticas com abordagem integrativa) no seu conjunto parecem não estar a travar a degradação dos ecossistemas ou parecem não ser suficientes para atingir esse fim (Gómez-Baggethun & Muradian, 2015). Este quadro de PES pode ser útil para aumentar o apoio da sociedade à conservação dos ecossistemas, na medida em que é atribuído um valor monetário a algo que até aí era "gratuito" (mas que de forma geral se está a degradar) (Gómez-Baggethun & Muradian, 2015). A abordagem torna atraente aos proprietários de terra a promoção destes SE e tem a potencialidade para alterar a opinião pública das pessoas sobre alguns produtores, isto é, de deixarem de serem vistos como poluidores, para passarem a ser vistos como potenciais prestadores de SE (Van Hecken & Bastiaensen, 2010)

As dificuldades e limites encontrados para estabelecer estes mecanismos de PES são os limites biofísicos, institucionais, éticos e limites relacionados com direitos humanos, económicos, sociais e culturais (traduzido e adaptado de Gómez-Baggethun & Muradian, 2015, p. 222):

1. Limites biofísicos - Tentativas de decompor a complexidade ecológica em unidades comercializáveis comparadas (...). Ao contrário de muitos bens económicos fungíveis, os SE estão interligados entre si e emergem de relações complexas entre processos e componentes do ecossistema que interagem.

2. Limites Institucionais - Dificuldades em definir o carácter dos SE em termos de rivalidade e exclusividade. O intercâmbio de mercado pressupõe a exclusividade em termos de oferta e a rivalidade em termos de desobrigação. Se não houver exclusividade na oferta e se não houver rivalidade na procura, os bens e serviços são públicos, que é o caso da maioria dos SE de suporte, de regulação e culturais. As implicações são novamente de natureza prática: os custos de transação para

impor mecanismos de exclusão aumentam para níveis que, em geral, já não o seu mercado já não é uma opção viável.

3. Limites Éticos - Análise normativa de que algumas coisas não devem estar à venda. Os ambientalistas há muito que manifestam preocupações sobre a extensão dos valores do mercado a aspetos do ambiente que têm sido tradicionalmente protegidos com base no seu valor intrínseco, salientando frequentemente problemas sobre a incomensurabilidade dos valores naturais e recusas de fazer concessões.

4. Limites baseados em Direitos - Algumas comunidades rurais e indígenas e grupos de justiça ambiental, entre outros, opõem-se aos projetos de PES e de carbono florestal com o argumento de que representam uma forma de mercantilização dos seus sistemas de apoio à vida, promovem um acesso desigual aos SE privilegiando aqueles com capacidade de pagamento, que poderá trazer conflitos de acesso à terra e aos recursos, ou considera que esses projetos beneficiam principalmente os proprietários de terras e as elites rurais. Considerações de equidade e perspectivas baseadas no direito são de importância crítica na definição dos limites dos instrumentos políticos na governação ambiental.

O domínio do ser humano sobre a biosfera está a comprometer as suas capacidades em fornecer a variedade de serviços essenciais. Ao integrar o conhecimento dos fundamentos ecológicos no contexto socioeconómico e ao apoiar a tomada de decisões mais conscientes sobre os possíveis *trade-offs*, contribui-se para o desenvolvimento de melhores políticas públicas e melhores planos para gerir os ecossistemas (Kremen & Ostfeld, 2005) (Costanza et al., 2017) (Bateman et al., 2011), o que conseqüentemente contribui para o desenvolvimento local e sustentável. As políticas públicas relativas a incêndios e fogos podem regular e promover os processos ecológicos. Segundo Rouet-Leduc et al. (2021), uma boa contribuição para a mitigação dos incêndios seria o recurso à herbivoria nas áreas florestais e de silvicultura.

2.5 Contributos para o Desenvolvimento Local e Sustentável

Não só a sociedade não está a conseguir estabilizar o clima (IPCC, 2021), como também persistem as tendências de perda de biodiversidade (IPBES, 2019). Estas falhas aumentam a pobreza e as desigualdades no mundo, colocam em causa alguns ganhos de desenvolvimento ao longo do século XX e restringem as áreas de atuação do desenvolvimento (Seddon et al., 2021) (EEA, 2021) (IPBES, 2019). Os desafios globais necessitam de ser enfrentados com coerência e o desenvolvimento necessita do restauro de sistemas naturais, dos quais o ser humano depende (Seddon et al., 2021).

Assim, escolher soluções de base natural, que contêm múltiplos benefícios, pode ser uma “abordagem prudente e clarividente para o desenvolvimento sustentável” (EEA, 2021, p. 52).

O desenvolvimento sustentável é uma visão política holística com objetivos sociais, ambientais e económicos. As políticas alinhadas com o Desenvolvimento Sustentável deverão levar ao progresso económico, fortalecer as comunidades, encorajar a confiança social, proteger a natureza, eliminar a extrema pobreza e ter uma boa governança (Sachs, 2015). De acordo com Jaffrey Sachs, a boa governança deverá abarcar temas como serviços de saúde e de educação, provisão de infraestruturas comuns tais como estradas, proteção individual e coletiva contra crimes, promoção da ciência e regulação da proteção ambiental. Para atingir estes e outros fins, as Nações Unidas criaram em 2015 a “Agenda 2030” e os “17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável”, assentes em 5 pilares: Planeta, Prosperidade, Pessoas, Paz e Parcerias (UN, 2015). Direta ou indiretamente, a natureza e as soluções de base natural podem trazer novos recursos políticos em diferentes setores e podem impulsionar a implementação de ações transformadoras (EEA, 2021) que promovam o bem-estar das gerações atuais e das gerações vindouras (Sachs, 2015). A fim de enfrentar os desafios sociais e ambientais, as oportunidades das SBN assentes em pilares Pessoas (saúde e bem-estar, justiça social e coesão, planeamento participativo e Governança, conhecimento e construção da capacidade social), Planeta (resiliência climática, gestão de água, gestão de espaços verdes, biodiversidade, qualidade do ar) e Prosperidade (perigos naturais e climáticos, novas oportunidades económicas) (Dumitru & Wendling, 2021).

As SBN podem auxiliar a humanidade a atingir uma área de segurança, acima do limiar da pobreza e dentro dos limites planetários, numa lógica ecológica e socialmente sustentável, que permita a manutenção do desenvolvimento e da produtividade de longo prazo (Maes & Jacobs, 2017).

A comunicação e o design das soluções são aspetos a fortalecer para que haja a participação das pessoas e comunidades nestes processos, levando-as a refletir (Stagakis, 2020) e a agir. As soluções, quando co-desenhadas localmente e em sistemas de parceria entre a comunidade, empresas, agentes institucionais e organismos sem fins lucrativos, conseguem alcançar as multi-dimensões do desenvolvimento local (OECD, 2003). As autoridades locais estão mais próximas e podem organizar eventos, campanhas e iniciativas locais, conseguindo alcançar melhor as populações (Atkinson et al., 2007). As autoridades públicas deverão atuar sobretudo como alavancas, catalisadores ou como *market makers*. Contudo, o financiamento e a atuação das autoridades são limitados e dependentes de motivações políticas e fluxos de financiamento de curto prazo. Para problemas globais (exemplo: sequestro de carbono), o financiamento deverá ser global; para problemas locais e com benefícios localizados (exemplo: melhoria de paisagem cénica), o financiamento poderá ser obtido através dos

beneficiários ou de financiamentos locais (Van Hecken & Bastiaensen, 2010). Assim, para o desenvolvimento local, são fulcrais o investimento e o crescimento de pequenas e médias empresas, que consigam desenhar soluções adaptadas às necessidades e gerem riqueza local. Contudo, uma vez que existem falhas de mercado e outras barreiras ao investimento, é importante e necessário que as instituições sem fins lucrativos e/ou iniciativas de base comunitária sejam incentivadas para dar respostas ao desenvolvimento sustentável e local (OECD, 2003). Estas instituições e iniciativas de base comunitária podem criar mercados viáveis e de menor risco. De que forma? Envolvendo a comunidade, apoiando a formação dos beneficiários, acedendo a outras formas de financiamento, entre outras formas. Por exemplo, o *rewilding* tem o potencial para revalorizar as economias rurais, criar meios de subsistência através do emprego em formas de turismo baseado na natureza e fornecer bens e serviços associados, bem como reconectar as pessoas e a natureza, abordando o “transtorno do déficit de natureza”. Os programas de *rewilding* são entendidos pela população como uma forma de proporcionar saúde mental e física, produzir valor (económico e não só) às paisagens; porém é importante que não haja perda significativa da cultura tradicional (Lorimer et al., 2015, p. 52). As populações locais, muitas vezes encaradas como alienadas e com pouca formação, necessitam de ser integradas na formulação de soluções e vistas como agentes de mudança que trazem consigo conhecimento local e que são capazes de tomar as melhores decisões para as suas vidas (Seddon et al., 2021).

P. Jepson (2022) afirma que o *rewilding* exhibe características de um movimento social e é uma das melhores abordagens disponíveis para inspirar e impulsionar uma mudança positiva e atrair novas gerações para redesenhar soluções naturais. As SBN devem mostrar caminhos para quebrar sistemas desiguais de poder e incluir um futuro justo para grupos marginalizados e vulneráveis que estão na linha da frente das alterações climáticas e dos seus impactos (Seddon et al., 2021). O desenvolvimento local/comunitário é um “terreno fértil” para a agenda de desenvolvimento sustentável (Atkinson et al., 2007).

Caracterização do contexto de estudo

Nesta secção pretende-se apresentar a visão e projetos de renaturalização da Rewilding Portugal para a região do Coa; caracterizar o contexto biofísico, climático, socioeconómico, do uso dos solos e do regime de incêndios, sempre que possível especificando os concelhos de Sabugal e Pinhel – que se tratam das áreas de estudo desta tese –, caracterizar a espécie de grande herbívoro reintroduzida nas áreas da Rewilding Portugal, o Cavalo (*Equus ferus*), neste caso da raça Sorraia; e, por fim, apresentar três casos de estudo em ecossistemas no Mediterrâneo com cavalos em estado selvagem com vista a ter bases de comparação do contributo, oportunidades e desafios do uso dos cavalos no controlo da biomassa em diferentes locais.

3.1 Visão e projetos da Rewilding Portugal

Como visto no capítulo 2, o Rewilding é uma solução de base natural para a adaptação e mitigação às alterações climáticas, mas também para a recuperação da perda de biodiversidade (Svenning, 2020).

No Holoceno, uma boa proporção do número de espécies da megafauna na Europa mantém-se, contudo no caso dos bovinos e equídeos, os humanos estão sobretudo habituados, política e culturalmente, a vê-los em regime doméstico ou em quintas (P. R. Jepson, 2022). Para promover o rewilding na Europa, foi estabelecida em 2011 a Rewilding Europe (P. Jepson et al., 2018), atualmente com 9 áreas de intervenção: o Grande Vale do Coa (Portugal), Delta do Danúbio (Ucrânia, Roménia, Moldávia), Cárpatos do Sul (Roménia), Montanhas Velebit (Croácia), Cordilheira Central dos Apeninos (Itália), Montanhas Ródope (Bulgária), Delta do Oder (Alemanha e Polónia), Terras Altas Affric (Escócia) e Lapónia (Suécia) (Rewilding Europe, 2022b). Os principais promotores de rewilding no Vale do Coa são a Associação Transumância e Natureza (ATN) e a Rewilding Portugal (P. Jepson et al., 2018).

A Rewilding Portugal é uma organização privada sem fins lucrativos, estabelecida em janeiro de 2019 na Guarda. De acordo com a entrevista semiestruturada feita a Daniel Veríssimo, técnico de empreendedorismo da organização, a visão da Rewilding Portugal é “fazer de Portugal um lugar mais selvagem, com mais biodiversidade e bio abundância, com ecossistemas completos e onde processos naturais estão presentes”. Continua a sua explicação, dando exemplos do que a Rewilding pretende com os ecossistemas completos – “predação, necrófagos, herbivoria” – e com os processos naturais – “rios livres que podem flutuar consoante as estações do ano” e um regime de fogo, que faz parte da dinâmica da paisagem mediterrânica, com regimes de frequência, intensidade e progressão

naturais: não a cada 2-3 anos como nalgumas partes do país, mas sim a cada 40-50 anos. Apesar de sediados na Guarda, estão abertos à possibilidade de expansão no território português. Neste momento, decorrem duas iniciativas para uma visão a longo prazo (Rewilding Portugal, 2022b):

- “LIFE WolFlux”, que visa promover as condições ecológicas e socioeconómicas (coexistência) necessárias para apoiar a viabilidade da subpopulação de lobo ibérico a sul do rio Douro;
- “Promover a renaturalização do Grande Vale do Coa”, que visa reforçar um corredor ecológico que já existe, mas está degradado, na bacia hidrográfica do rio Coa, entre a Serra da Malcata (nascente do rio) e o rio Douro (onde o rio Coa desagua). Este corredor contempla o rio Coa, as suas margens e as áreas seminaturais ao longo da bacia do rio. Na prática, trata-se de “criar zonas naturais com a cadeia trófica completa, auxiliando a expansão natural de espécies, usando os corredores para chegar a novos locais ou fazendo reintroduções ativas”. Em causa estão reintroduções do Tauros, cavalos Sorraia (*Equus ferus caballus*), cabra-montesa (*Capra pyrenaica*) e ainda possivelmente, a longo prazo, o castor-europeu (*Castor fiber*) e o veado-vermelho (*Cervus elaphus*), mediante autorizações do ICNF (Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas). Partilha o técnico de empreendedorismo, que as reintroduções se revelam algo “mais complexo, devido à opinião pública, à burocracia (licenças) e ao bloqueio de entidades públicas (ICNF)”.

Do lema de Goethe “se tens uma visão, inicia-a” (P. Jepson et al., 2018, p. 8), a Rewilding Portugal publicou em 2021, na Comunidade Cultura e Arte, a sua visão para o Coa em 2033, recorrendo à conjugação de conhecimento de documentação histórica existente da biodiversidade na zona e à biodiversidade existente em ecossistemas semelhantes no mediterrâneo, com o conhecimento das previsões climáticas futuras para a região. Em linha com o referido pelo técnico da Rewilding Portugal “olhar para o passado como inspiração, ver o presente, que está degradado, e ter uma visão de futuro”, no artigo é apresentado um exercício de *backcasting* (Rewilding Portugal, 2021b), com cenários de um futuro idealizado, dos quais se destacam nesta tese:

- “o corço e o javali já não são os únicos herbívoros selvagens. A cabra montesa foi reintroduzida nas zonas rochosas, o veado regressou e hoje manadas de cavalos selvagens migram ao ritmo das estações. O mosaico de habitats criado por estes herbívoros e uma gestão sustentável da caça favoreceram o aumento das populações de coelho e perdiz”
- “Os incêndios rurais são menos frequentes e severos graças à diminuição da biomassa e ao aumento das zonas húmidas”
- “O Grande Vale do Coa é hoje um destino turístico reconhecido em Portugal e no mundo, com um património histórico e cultural único e intrinsecamente ligado à vida selvagem. As aldeias históricas são agora uma porta de entrada para o mundo humano, mas também para o novo mundo selvagem”.

Estas ações e planeamento são atualmente financiadas pelo programa LIFE da Comissão Europeia e pelo Programa Paisagens em Perigo (*Endangered Landscapes Programme*, em inglês) da Cambridge Conservation Initiative (financiada pelo Fundo Arcadia do Reino Unido), entre outros, incluindo mecanismos de crowdfunding (Ferreira & Gaudêncio, 2022).

A região do Vale do Coa tem características que a tornam favorável a um processo de rewilding, nomeadamente a existência de abandono agrícola e o êxodo rural, a baixa densidade populacional e o isolamento territorial. O rio Coa é um dos rios menos fragmentados por grandes barragens (>15 metros de altura) em Portugal e possui habitats e biodiversidade muito característicos, com a presença de endemismos e com zonas de planície, planalto e escarpas (ótimas para aves de rapina e aves necrófagas), de acordo com a Rewilding Portugal. A implementação de áreas de rewilding requer a compra/arrendamento de terrenos (exemplo: ilhas de 300 hectares) onde são implementadas intervenções iniciais para a preparação da área, como a remoção de arame farpado de antigas vedações, que são uma barreira para a vida selvagem, ou a introdução de herbívoros domésticos, como os cavalos, entre outros, e intervenções de manutenção e monitorização (visitas de campo, construção de apoios para aumentar a disponibilidade de água, etc.). Neste momento, a Rewilding Portugal está a gerir a reintrodução de cavalos em regime semisselvagem em duas propriedades – cujas delimitações são apresentadas nas figuras 3.1.1 e 3.1.2 – “Ermo das Águias” e “Vale Carapito”. As figuras 3.1.3 e 3.1.4 representam a paisagem de cada uma das propriedades e a visão de renaturalização da Rewilding Portugal para cada uma delas.



Figura 3.1 1 Delimitação da propriedade “Ermo das Águias” (concelho de Pinhel).

Fonte: Rewilding Portugal



Figura 3.1 2 Delimitação da propriedade “Vale Carapito” (concelho do Sabugal).

Fonte: Rewilding Portugal



Figura 3.1 3 Ilustração da visão de rewilding para o Ermo das Águias.

Fonte: Rewilding Portugal



Figura 3.1 4 Ilustração da visão de rewilding para o Vale Carapito.

Fonte: Rewilding Portugal

No âmbito do desenvolvimento local e sustentável, pretende-se que, a par do rewilding, sejam criadas oportunidades para o desenvolvimento de investigação, para a promoção do turismo de natureza, com a criação de empresas e/ou a promoção de novos produtos e serviços nas vilas e região onde se situam as propriedades da Rewilding Portugal, e para a promoção do orgulho, inspiração e identidade local. Para a gestão dos projetos, o envolvimento das comunidades é algo importante e que a Rewilding Portugal procura trabalhar, quer através de ações de sensibilização local feitas em reuniões formais, quer em atividades culturais e de contexto informal na vida

quotidiana dos habitantes e parceiros das vilas, ou ainda através da criação de uma rede de embaixadores locais que cooperam na gestão de conflitos e na sensibilização. A sensibilização é feita em temas como: caça, promoção do empreendedorismo, gestão das propriedades para promover o restauro e a conservação ecológicas e a coexistência com a fauna e flora selvagens.

Ao nível da gestão dos serviços de ecossistema, as intervenções de rewilding nesta região visam contribuir para o restauro e manutenção de serviços de regulação e culturais. Em particular, os serviços de ecossistema que a Rewilding Portugal considera degradados e que são visados pelo restauro da herbivoria são:

- Regulação do risco de eventos extremos, nomeadamente a regulação dos incêndios – dado que a biomassa cresce de modo não regulado nos terrenos abandonados, pela ausência de herbívoros em distribuição e abundância apropriadas ao longo das paisagens do Vale do Coa. Para tal, já introduziram cavalos e pretendem introduzir animais e promover a expansão de cervídeos de áreas naturais vizinhas, como a Reserva Natural da Serra da Malcata, até ao Vale do Coa. Além disso, estes animais poderiam contribuir para uma maior abundância do coelho e perdiz (importantes para a cadeia trófica) ao criarem e manterem áreas abertas com prados naturais.
- Experiências físicas e psicológicas, como o turismo de natureza em Portugal – no que toca à vida selvagem, Portugal está deficitário quando comparado com as ofertas turísticas de países vizinhos como Espanha e Itália, com ecossistemas semelhantes aos presentes em Portugal. A reintrodução de cavalos está já a mostrar-se um fator importante de atração turística.

Em suma, a visão de futuro associada ao rewilding pretende reverter a degradação dos ecossistemas resultante do processo de abandono rural das últimas décadas, que resultou no crescimento não regulado de matagais e na substituição de áreas abertas por monocultura de pinheiros e conseqüentemente numa maior vulnerabilidade aos incêndios em grande escala. Para controlar a biomassa e dar um novo desenho às paisagens e mosaico de habitats do Coa, a introdução dos cavalos em regime semisselvagem é proposta como solução útil para reduzir o risco de incêndios e criar corredores que suportem a circulação e a recolonização do Vale do Coa por animais selvagens provenientes de áreas vizinhas.

Até ao momento, foram introduzidos, em maio de 2021, 10 cavalos Sorraia (8 fêmeas e 2 machos) a pastar 60 hectares de terreno vedado em Vale Carapito (Rewilding Portugal, 2021a). No Ermo das Águias foi introduzida em abril de 2022 uma manada de cavalos Sorraia de 5 fêmeas e 1 macho juvenil num terreno com 700 hectares. Já houve em 2022 movimentação de cavalos entre

manadas realizadas pela Rewilding Portugal e ocorreu o nascimento de potros. O objetivo último, embora ambicioso e de longo prazo, será o restauro de populações de grandes herbívoros selvagens com territórios vastos que permitam migrações sazonais, como ilustram a figura 3.1.5 (Ferreira & Gaudêncio, 2022).



Figura 3.1 5 Ilustração da visão de Rewilding para o Grande Vale do Coa.

Fonte: Rewilding Portugal.

3.2 O Grande Vale do Coa

O Grande Vale do Coa é uma região situada no nordeste de Portugal e que atravessa os concelhos localizados desde a nascente do rio na Serra da Malcata (a sul) até à foz do rio Coa no rio Douro (a norte) (ver figura 3.2.1). A paisagem é rica e variada, com desfiladeiros ao longo do rio, florestas de carvalhos, charnecas rochosas, penhascos, campos agrícolas, montados e serras. O pastoreio outrora feito sobretudo por ovelhas é atualmente feito sobretudo por gado bovino em regime extensivo. A baixa produtividade da agricultura, associada aos solos

pobres e pedregosidade do leito rochoso de granito, promoveu o êxodo rural e abandono agrícola. As principais produções da região (vinha, olival, amendoal, castanheiro e pastagens) e algumas propriedades encontram-se desatendidas, com baixo investimento na



Figura 3.2 1 Mapa da região do Vale do Coa e sua localização em relação a Portugal continental.

Fonte: Fraga (2020)

sua gestão, ou abandonadas (Fraga, 2020) (Rewilding Portugal, 2022a).

Aos processos de regeneração natural, decorrentes do abandono agrícola, somam-se as projeções climáticas que agravam o risco de incêndios severos. Para o Vale do Coa está projetado para os anos 2041-2070 um aumento significativo da temperatura do ar (ver figura 3.2.2), particularmente nas regiões mais próximas dos corpos de água, dos rios Douro e Coa. Quanto à precipitação anual, está prevista a diminuição generalizada da precipitação, conforme indica a figura 3.2.3 (Fraga, 2020). Estas tendências reforçam a importância da adoção de soluções de base natural para a prevenção de fogos.

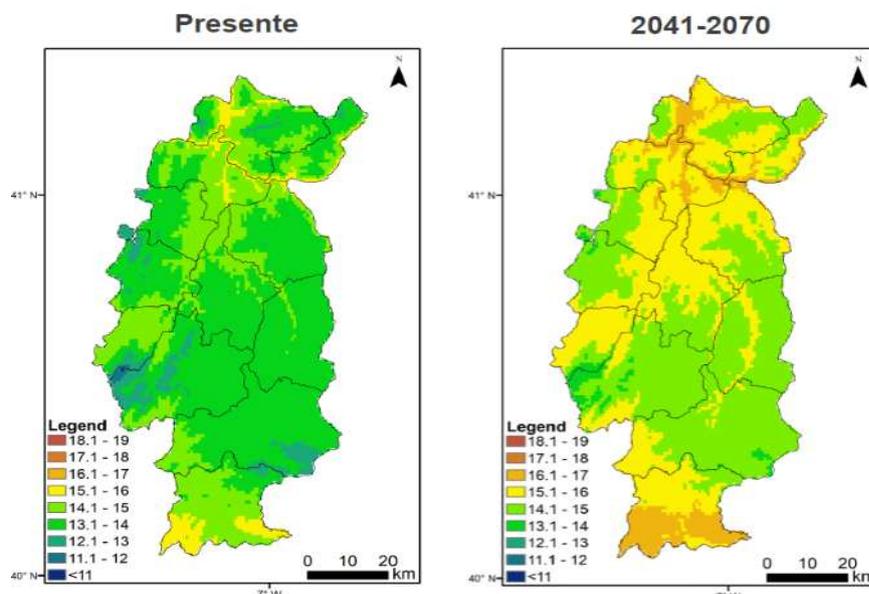


Figura 3.2 2 Modelação da temperatura média anual em $^{\circ}\text{C}$ para o período 2041-2070, por comparação ao presente para a região do Vale do Coa, com a gradação de cores do azul (inferior a 11°C) ao vermelho (entre $18,1^{\circ}\text{C}$ - 19°C).

Fonte: Fraga (2020)

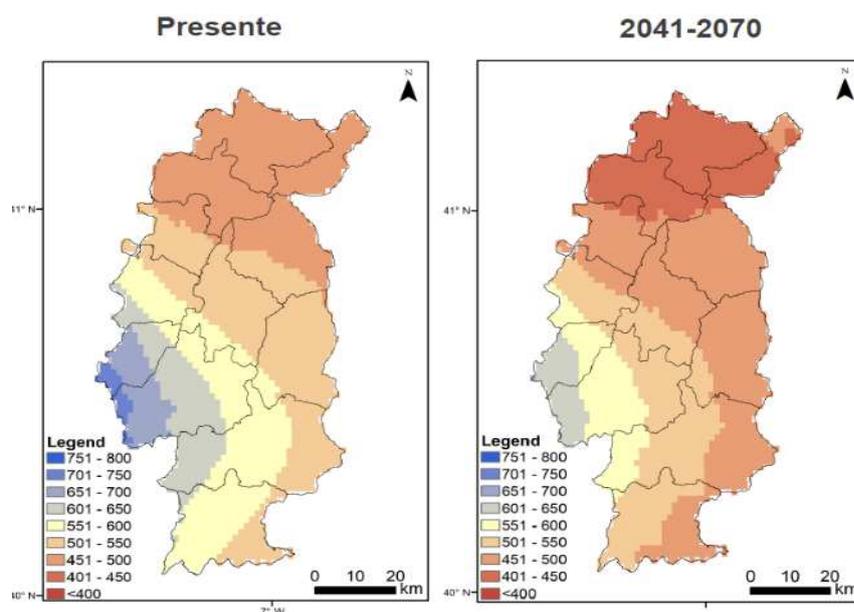


Figura 3.2 3 Modelação da precipitação anual em milímetros (mm) para o período 2041-2070, por comparação ao presente para a região do Vale do Coa, com a gradação de cores do vermelho (inferior a 400mm) ao azul (entre 751-800mm).

Fonte: Fraga (2020)

Em seguida, far-se-á uma caracterização biofísica, climática, socioeconómica, de uso dos solos e de história e causalidade de fogos para os municípios de Pinhel (Ermo das Águias) e do Sabugal (Vale Carapito).

3.2.1. Concelho de Pinhel – Ermo das Águias

Caracterização biofísica

O Ermo das Águias está localizado na freguesia Alto do Palurdo, concelho de Pinhel, distrito da Guarda (inserido no NUT I – Portugal, na NUT II – Centro e na NUT III – Beiras e Serra da Estrela). Junto a esta propriedade estão as localidades de Vale de Madeira e Mangide. Os cursos de água mais relevantes são o rio Coa e a ribeira de Massueime (afluente do rio Coa) e delimitam o concelho a Norte.

No Alto do Palurdo, os declives são em geral acentuados, com declives acima dos 5 graus em grande parte do território. Nos locais onde os declives são mais acentuados, a propagação do fogo é fortemente favorecida, pois facilita a continuidade vertical do combustível, a velocidade de circulação, o pré-aquecimento de massas em cotas superiores e a renovação do ar. Além disso, quanto maior o declive maior o tempo gasto por equipas de intervenção no combate aos incêndios (Almendra et al., 2019).

A propriedade do Ermo das Águias é caracterizada por zonas de declives suaves no seu extremo norte, mas também por fragas e escarpas ao longo do vale do Coa. A propriedade situa-se na margem oeste do Rio Coa e tem um uma área total de 700 ha. Os matos e os afloramentos rochosos são dominantes na paisagem. A propriedade alberga uma elevada biodiversidade, podendo-se encontrar algumas das aves mais emblemáticas da região, como a águia-real (*Aquila chrysaetos*), cegonha-preta (*Ciconia nigra*) e grifo (*Gyps fulvus*). A flora listada conta já com pelo menos 150 espécies. Terá ainda sido território de lobo ibérico (*Canis lupus signatus*), como testemunhado pela presença de um fojo outrora usado para a caça desta espécie (Rewilding Portugal, 2022a).

Caracterização climática

Junho, julho, agosto e setembro são meses de baixa precipitação, humidade reduzida e temperaturas elevadas (ver quadro 3.2.1). Os ventos mais comuns na região são os de Sul e Noroeste. A falta de períodos de calma no Verão constitui um fator relevante para a propagação de incêndios (intensifica a queima e facilita o transporte de fagulhas) na região (Almendra et al., 2019).

Quadro 3.2 1 Dados meteorológicos de Pinhel entre 1999 e 2019 (Climate-Data.org)

	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Mai	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
Temperatura média (°C)	5.4	6.3	9	11.3	15.1	19.9	22.3	22.4	19.2	14.4	8.6	5.9
Temperatura mínima (°C)	2	2.1	4.1	6.2	9.4	13.6	15.5	15.8	13.5	10	5	2.5
Temperatura máxima (°C)	9.4	11	14	16.4	20.6	26	28.9	29.1	25.2	19.2	12.5	9.9
Chuva (mm)	62	44	47	53	49	20	10	13	34	80	67	65
Umidade(%)	84%	77%	69%	68%	62%	53%	48%	47%	54%	70%	80%	83%

Caracterização socioeconómica

Em 2021, de acordo com o INE (Instituto Nacional de Estatística), a população do município de Pinhel era constituída por 8.092 pessoas. Na freguesia de Alto do Palurdo habitavam 192 pessoas (com um decréscimo de 50 pessoas face a 2011). A população com mais de 65 anos representava 45,3% do total, em 2021. Dos 192 habitantes, a grande maioria possui o ensino básico (129 indivíduos), 27 não frequentaram escola, 24 completaram ensino secundário e 12 o ensino superior. A população é caracterizada por uma tendência de envelhecimento e de diminuição do número de habitantes.

Em termos de população empregada por conta de outrem a tempo completo, de acordo com o Quadro de Pessoal do MTSSS (Ministério do Trabalho, da Solidariedade e da Segurança Social), em 2019, Pinhel tinha 1.119 trabalhadores, dos quais apenas 56 no setor primário, 431 no setor secundário e 632 no setor terciário. O salário médio de um trabalhador neste concelho é 790,86€. Na região das Beiras e Serra da Estrela, o salário médio é de 897,58€, o que reflete uma diferença de mais de 100€ entre o salário do concelho e da região. Quando comparado com a escala nacional, o desequilíbrio agrava-se, pois em Portugal Continental o salário médio mensal era de 1.133,34€, em 2019. O setor de atividade que em Pinhel apresenta o maior salário médio mensal é o setor terciário com 821,08€, seguido do setor secundário 761,35€ e do setor primário 676,95€. Este fator de rendimento e oportunidades de trabalho poderá ser significativo para o sucessivo despovoamento que se tem verificado em Pinhel e um pouco por toda a região do Vale do Coa.

Caracterização do uso do solo

De acordo com a Carta de Uso e Ocupação do Solo de 2018 da DGT (Direção Geral do Território), 41,5% do concelho de Pinhel corresponde a áreas de terrenos incultos. 33,8% são áreas de agricultura, 22% áreas de floresta, 1,8% áreas sociais, 0,5% superfícies aquáticas e 0,4% áreas improdutivas (Almendra et al., 2019). O Alto do Palurdo é uma freguesia com elevada ocupação florestal e de terrenos incultos, pelo que requer uma vigilância reforçada quanto aos incêndios. No

que respeita ao coberto florestal, Pinhel é um concelho com uma forte presença de florestas de plantas autóctones como sobreiro, azinheira, carvalhos, castanheiro e pinheiro manso. De acordo com os técnicos da Rewilding Portugal, no Ermo das Águias não existem lenhosas invasoras e surgem pequenos bosques de carvalho-negral, azinheiras e sobreiros.

Segundo o INE, em 2019 existiam 735 explorações agrícolas com efetivo animal em Pinhel, dos quais 43 situados no Alto do Palurdo. Isto refletiu-se num efetivo animal de 18.955, sendo a larga maioria bovinos, ovinos e caprinos e apenas 107 cavalos (no Alto do Palurdo, em 2019, existiam 1.407 animais, dos quais 5 são cavalos).

No que respeita a áreas classificadas, o concelho de Pinhel tem uma Área Protegida, a Reserva da Faia Brava, integrada na Zona de Proteção Especial do Vale do Coa (Decreto-Lei n.º 384-B/99, de 23 de setembro) da Rede Natura 2000, bem como no Parque Arqueológico do Vale do Coa (Decreto-Lei n.º 117/97, de 14 de maio) e coincide com a única Área Importante para Aves (IBA, sigla em inglês) do Vale do Coa. O Alto do Palurdo é abrangido em parte pela Zona de Proteção Especial do Vale do Coa (Almendra et al., 2019).

Histórico breve e causalidade dos incêndios

De acordo com o INE, no espaço temporal entre 2010 e 2019, o município de Pinhel foi muito fustigado por incêndios nos anos 2017, 2016, 2011 e 2010 com uma superfície total ardida de 4.243 ha, 2.286 ha, 2.443 ha e 3.143 ha, respetivamente. Os dados provisórios para 2020 indicam a ocorrência de 31 incêndios em Pinhel, dois deles com duração superior a 24h, com uma superfície ardida de 228 ha. No Alto do Palurdo, entre 2010 e 2019 houve um total de 63 incêndios, dos quais 52 se deveram ao uso negligente de fogo, 2 incendiamentos, apenas 1 de causas naturais, 2 reacendimentos e os restantes por causas variadas como estrutural, indeterminada e sem informação. De acordo com os técnicos da Rewilding, nos últimos dez anos, a frequência de incêndios na área do Ermo das Águias foi em média um a cada 2,7 anos (Rewilding Europe, 2022a).

3.2.2. Sabugal e Vilar Maior – Vale Carapito

Caracterização biofísica

O Vale Carapito encontra-se na União de Freguesias de Aldeia da Ribeira, Vilar Maior e Badamalos (doravante designado por UFARVMB), mais concretamente no lugar de Vilar Maior. Esta união de freguesias encontra-se no norte do município do Sabugal, distrito da Guarda (inserido no NUT I – Portugal, na NUT II – Centro e na NUT III – Beiras e Serra da Estrela). O município do Sabugal tem 822,7 km², 30 freguesias e na zona norte apresenta uma paisagem caracterizada por planaltos e

declives menos acentuados, mas também tem outras zonas de vales escarpados, declives acentuados, encostas mais ou menos suaves onde as altitudes ascendem aos 1100 metros, como é o caso da Serra da Malcata, e linhas de água abundantes (rio Coa, rio Noéme, barragens e albufeiras, várias ribeiras, incluindo a ribeira da Aldeia de Ponte que atravessa Vilar Maior). A rede hidrográfica é uma mais valia no concelho para a defesa aos incêndios. As encostas a Sul e a Oeste são as mais propícias ao aparecimento e propagação dos incêndios, uma vez que recebem mais temperaturas mais altas e níveis de humidade inferiores (C. Pereira & Carreira, 2021).

A propriedade de Vale Carapito situa-se junto da aldeia histórica de Vilar Maior, a 2 km da margem do rio Coa. Tem florestas mistas de folhosas e coníferas, matos, prados secos e prados húmidos, o que cria condições para uma grande biodiversidade, da qual se destacam as comunidades de insetos, pequenas aves, anfíbios e reptéis, e flora, tendo sido já listadas mais de 133 espécies. Esta propriedade, em processo de rewilding, teve outrora um passado agrícola, com muros de pedra e ruínas de moinhos de água; porém com o êxodo rural, estas atividades cessaram (Rewilding Portugal, 2022a).

Caracterização climática

As temperaturas médias mensais mais reduzidas registam-se nos meses de inverno (a mais baixa é janeiro) e as mais elevadas em junho, julho, agosto e setembro (ver quadro 3.2.2). Ao longo do ano, a precipitação concentra-se no tempo húmido de outubro a janeiro, enquanto os meses mais secos são os de Verão (julho e agosto). As maiores percentagens de humidade são nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro e no verão encontramos o ar seco. Os ventos mais frequentes são os do quadrante Norte (especialmente os de Nordeste e Noroeste) e os de Sudoeste. Os períodos de calma são inexistentes em julho e praticamente inexistentes em agosto. Os meses mais propensos à ocorrência de incêndios são julho e agosto (C. Pereira & Carreira, 2021).

Quadro 3.2 2 Dados meteorológicos do Sabugal entre 1999 e 2019 (Climate-Data.org)

	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Mai	Junho	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
Temperatura média (°C)	4.9	5.7	8.2	10.5	14.3	19.3	22	22.1	18.7	13.7	8	5.5
Temperatura mínima (°C)	1.6	1.9	3.8	5.7	8.9	13.1	15.3	15.5	13.2	9.6	4.7	2.3
Temperatura máxima (°C)	8.8	10.1	12.9	15.3	19.4	25.1	28.3	28.4	24.2	18.1	11.8	9.4
Chuva (mm)	89	61	73	72	71	23	9	13	49	132	97	105
Umidade(%)	83%	76%	71%	70%	62%	52%	45%	45%	53%	71%	81%	83%

Caracterização socioeconómica

Em 2021, de acordo com o INE, a população do município do Sabugal era constituída por 11.283 pessoas. A UFARVMB tinha 266 pessoas (com um decréscimo de 81 pessoas face a 2011), o que representava 2,36% da população do concelho. A população com mais de 65 anos representava 47,4% da população total em 2021. Dos 266 habitantes, a grande maioria possuía o ensino básico (169 indivíduos), 48 não frequentaram escola, 32 completaram ensino secundário e 17 o ensino superior. Tal como Alto do Palurdo em Pinhel, a zona da UFARVMB é caracterizada por uma tendência de envelhecimento e de diminuição do número de habitantes, o que torna as áreas mais frágeis quanto à prevenção e combate aos incêndios.

Em termos de população empregada por conta de outrem a tempo completo, de acordo com o Quadro de Pessoal do MTSSS, em 2019, Sabugal tinha 1.582 trabalhadores, dos quais apenas 89 no setor primário, 332 no setor secundário e 2.087 no setor terciário. O salário médio de um trabalhador neste concelho é 827,12€. Ao nível da região Beiras e Serra da Estrela, o salário médio é de 897,58€, o que reflete uma diferença de cerca de 70€ entre o salário do concelho e da região e de cerca de 300€ entre o concelho e Portugal Continental. O setor de atividade que em Pinhel apresenta o maior salário médio mensal é o setor terciário com 862,19€, seguido do setor secundário 733,49€ e do setor primário 718,88€. Este fator de rendimento e oportunidades de trabalho poderá ser significativo para o sucessivo despovoamento que se tem verificado um pouco por toda a região do Vale do Coa, ainda que no Sabugal o setor terciário tenha um maior peso no emprego (quer no número de trabalhadores, quer no rendimento) em relação a Pinhel.

Caracterização do uso do solo

De acordo com a Carta de Uso e Ocupação do Solo de 2018 da DGT, cerca de 37% do solo está ocupado por floresta, principalmente a Sul (na serra da Malcata e serras adjacentes), a Leste (florestas de carvalho-negral, azinheira e sistema extensivos agro-silvo-pastoris) e na envolvência do Rio Coa. Na UFARVMB, podem ser encontradas florestas de azinheira, sobreiro e outros tipos de carvalho, como o carvalho alvarinho e o americano, pinheiro bravo e outras resinosas. Continuando, em Pinhel, as áreas com ocupação agrícola ocupam 23,1% do concelho, em especial ao longo dos vales, junto das linhas de água associadas a terrenos de aluviões e na envolvente dos aglomerados populacionais. As áreas de matos e pastagens ocupam uma área significativa com 32,7%, o que demonstra o potencial para projetos de rewilding. O espaço urbano representa 1,39% de ocupação do solo, os improdutivos 4,9% e as águas e zonas húmidas 0,93% (C. Pereira & Carreira, 2021).

De acordo com o INE, em 2019 existiam 1.211 explorações agrícolas com efetivo animal no Sabugal dos quais 86 situadas na UFARVMB. Isto reflete-se num efetivo animal de 30.867, sendo a larga maioria bovinos e ovinos e apenas 345 cavalos (na UFARVMB, em 2019, existiam 3.314 animais,

dos quais 27 são cavalos).

O município do Sabugal sobrepõe parcialmente a Reserva Nacional da Serra da Malcata, criada pelo DL n.º 294/81 de 16 de outubro. A Serra da Malcata está integrada na Rede Europeia de Reservas Biogenéticas, na Zona de Proteção Especial para a Avifauna e no Sítio de Importância Comunitária proposto para integrar a Rede Ecológica Europeia de Zonas Especiais de Conservação (C. Pereira & Carreira, 2021).

Histórico breve e causalidade dos incêndios

De acordo com o INE, no espaço temporal 2010 e 2019, o município de Sabugal foi muito fustigado por incêndios no ano de 2019, 2017, 2016, 2015, 2012, 2011 e 2010 com uma superfície total ardida de 1.055 ha, 2.752 ha, 1.181 ha, 6.347 ha e 1.142 ha, 1.789 ha e 1.168 ha, respetivamente. Mesmo fora dos anos antes assinalados, os valores de hectares arditos são sempre superiores a 150 ha, o que permite comparar que o Sabugal é um concelho com mais área ardida do que Pinhel. Em 2020 estão provisoriamente contados 783 ha arditos, representados em 30 incêndios dos quais 1 com uma duração superior a 24h. Na UFARVMB, entre 2012 e 2017 houve um total de 20 incêndios, dos quais 16 se devem ao uso de fogo negligente e 4 incendiarismos.

Assim, a região raiana portuguesa apresenta aspetos preocupantes de abandono dos territórios de cultivo e ocupação tradicionais, desindustrialização, despovoamento e emigração para cidades vizinhas ou mais longínquas à procura de “melhores oportunidades”. Desta fragilidade de desenvolvimento local, orientada sobretudo para o mercado local/regional, e do subaproveitamento económico do potencial do património natural, mas também histórico-cultural (C. Pereira & Carreira, 2021), as atividades da Rewilding Portugal, em conjunto com parceiros locais, representam um excelente exemplo para demonstrar a criação de oportunidades económicas e sociais baseadas na filosofia de rewilding (Rewilding Portugal, 2022a).

3.3 Caracterização da espécie em estudo – Cavalo

O restauro ecológico de um ecossistema pode implicar a introdução (ou reintrodução) de uma ou mais espécies chave necessárias à manutenção de processos ecológicos fundamentais, como é o caso da herbivoria para a regulação da biomassa e, no caso dos ecossistemas aqui tratados (Perino et al., 2019), gestão do fogo (Catry et al., 2010). O cavalo (selvagem) é uma espécie-chave para o ecossistema do Vale do Coa. A sua presença na rede trófica contribui para processos de necrofagia, predação e também de criação de habitats para outras espécies, para a mitigação de incêndios,

armazenamento de carbono e desenvolvimento de turismo de natureza (Veríssimo, 2022). Os grandes herbívoros – como os cavalos – são apelidados pela sua importância ecológica de “jardineiros de ecossistemas” (Ripple et al., 2015) (Veríssimo, 2022), de “engenheiros de ecossistemas” (Johnson et al., 2018) e de “brigadas de bombeiros” (Bezdicikova et al., 2021a).

Os cavalos selvagens no seu contexto nativo foram declarados extintos (os últimos representantes do cavalo selvagem são os cavalos de raça Przewalskii, no seu contexto nativo na região da Mongólia), pelo que os estudos do comportamento ecológico e social dos cavalos vêm sobretudo da análise a cavalos ferais – cavalos que estavam domesticados, mas que agora se encontram em estado selvagem) (Korb & Heinze, 2008). Na Península Ibérica, existem provas históricas da presença de cavalos selvagens, quer através de pinturas rupestres no Coa (CoaParque, 2022), quer através de referências no tomo III da Geografia estraboniana que descreve a Ibéria como uma região onde “crescem [...] muitas corças e cavalos selvagens” (Deserto & Pereira, 2016, p. 77). Muitas são as razões para o desaparecimento destes herbívoros selvagens: competição por habitat e recursos alimentares com animais domésticos, caça, perda de habitat (Pascual-Barea, 2014) e por razões de transporte (Ransom & Kaczensky, 2016). Atualmente, nos países do Mediterrâneo, os cavalos ferais ou em regime semisselvagem podem ser encontrados nas áreas de Doñana (Espanha), Camargue (França), Galiza (Espanha), entre outras regiões e continentes (Veríssimo, 2022). De acordo com a Rewilding Portugal, em Portugal existem oportunidades de rewilding de cavalos nas áreas de montanha como Montesinho, Serra da Estrela e Serra da Malcata, no Gerês, nas áreas de planícies e planaltos do Alentejo, Trás-os-Montes e Ribacoa e nos pinhais do litoral (Veríssimo, 2022).

Aspetos biológicos e comportamentos sociais dos cavalos

Os cavalos ferais têm comportamentos reprodutivos (sexuais e de cuidados com as crias), agonísticos, de afiliação (como grooming mútuo – asseio e cuidado entre os indivíduos do grupo), recreação, comunicação, cognição, perceção e planificação de tempo (Ransom & Kaczensky, 2016). Estes formam organizações sociais do tipo harém, constituído por: um a cinco cavalos (dos quais apenas o garanhão alfa e beta poderão reproduzir), diversas éguas e respetivos potros, que permanecem no harém até atingirem a maturidade (Korb & Heinze, 2008). Após esse período de maturação, as potras normalmente dispersarão para outros haréns e os potros viverão isolados ou formarão grupos com outros machos solteiros (Ransom & Kaczensky, 2016). Mais tarde tendem a tentar reintegrar-se, sendo normalmente as fêmeas aceites e os machos recusados (Korb & Heinze, 2008). Os grupos de tipo harém tendem a ser mais estáveis que outros tipos de grupo formados (Ransom & Kaczensky, 2016). Por vezes acontecem acasalamentos fora do harém (*sneak mating*) (Korb & Heinze, 2008). Quando os garanhões ficam doentes ou velhos, retiram-se do grupo (Ransom & Kaczensky, 2016). A organização e distribuição dos cavalos parecem ser muito afetadas pela

existência/inexistência de certos meios – como por exemplo, condições ambientais, disponibilidade de alimento, predação, pelo que poderão dividir e/ou formar novos grupos (Korb & Heinze, 2008) (Ransom & Kaczensky, 2016). Os cavalos estabelecem redes sociais onde fazem partilha de conhecimentos, mas também ocorre transmissão de doenças. Esta partilha verifica a forte adaptabilidade e capacidade de sobrevivência destes animais a novas circunstâncias. Vários projetos de rewilding têm sido bem-sucedidos (Ransom & Kaczensky, 2016).

Atividades diárias

Os valores de tempo despendidos nas atividades diárias do cavalo dependem muito se se tratam de animais domésticos ou selvagens/ferais. Em cavalos ferais ou semisselvagens, a ocupação de tempos parece depender de fatores como a idade, sexo, ritmo circadiano e sazonal (exemplo: disponibilidade de comida, temperatura, pestes, etc.) (Auer et al., 2021). As atividades diárias do cavalo semisselvagem/selvagem são: alimentação, descanso em pé, recumbência, deslocação, permanência em pé. A distribuição da percentagem de tempo despendido nessas atividades (e respetivo desvio-padrão), podem ser observados no quadro 3.3.1 (Ransom & Kaczensky, 2016):

Quadro 3.3 1 Tempo despendido (%) por equídeos selvagens em diferentes comportamentos (Ransom & Kaczensky, 2016).

Espécie	Pastoreio	Descanso em pé	Permanência em pé	Recumbência	Deslocação
E. caballus	62,9 (+/-4,79)	19,6 (+/-2,76)	16,4 (+/-1,77)	5,0 (+/-1,95)	9,5 (+/-2,45)
E. f. przewalskii	52,3 (+/-3,01)	27,1 (+/-5,37)	6,1 (+/-1,12)	4,2 (+/-1,17)	15,0 (+/-2,18)

Os cavalos passam a maioria do seu tempo a se alimentarem ou em movimento para encontrar alimento. Os tempos gastos nestas atividades são importantes para o seu bem-estar, pois previnem os problemas do trato gastrointestinal e o aparecimento de comportamentos anormais (Auer et al., 2021). O horário habitual de sono é entre as 00h e as 05h da manhã. Em cavalos selvagens/ferais, as deslocações são sobretudo feitas em passo de marcha e durante o dia. Os garanhões normalmente têm maior necessidade de recorrer a andamentos mais rápidos, como o trote e o galope, e os potros movimentam-se mais em brincadeira. Comportamento com movimentos estereotipados de aceno, morder o berço ou “stall walking” revelam padrões de stress nos animais (Auer et al., 2021). Cavalos saudáveis e libertos de stress têm atividades diárias muito bem-estabelecidas e rotinadas (Auer et al., 2021).

Habitat

Os cavalos ferais escolhem os seus habitats em função da disponibilidade de alimento, para conseguirem maximizar a quantidade ingerida (Duncan, 1983) (Menard et al., 2002) (Ransom & Kaczensky, 2016). No que toca à água, os cavalos preferem habitar zonas de fácil acesso a ela, contudo no Inverno poder-se-ão alimentar de neve para se hidratarem não tendo de estar necessariamente perto de recursos aquíferos. As pestes e a presença de parasitas podem também condicionar o habitat (Fleurance et al., 2005) (Ransom & Kaczensky, 2016) e a movimentação dos cavalos, preferindo estes passar por locais onde as ervas não rocem os seus corpos e preferindo alimentar-se longe dos locais onde defecam (Fleurance et al., 2007). Os cavalos ferais parecem também ter preferência por zonas menos densamente povoadas por humanos (Ransom & Kaczensky, 2016). Em áreas muito ricas em alimentos nutritivos, os cavalos conseguem viver entre 1 ha a 3 ha por indivíduo, mas em áreas pouco ricas, necessitam de até 30 ha por indivíduo (Linnartz & Meissner, 2014). De acordo com a responsável de conservação da Rewilding Portugal, nas áreas onde os cavalos foram inseridos, existe 1 cavalo por cada 10 ha de terreno.

Relações ecológicas

O cavalo feral representa uma oportunidade para diversas espécies: Predação – para lobos (*Canis lupus signatus*) e ursos pardos (*Ursus arctos*); Necrofagia – no caso de aves necrófagas, como os abutres, cujas populações se sustentam melhor com a introdução de cavalos ferais (Boyce & McLoughlin, 2021); Cooperação com outras espécies – uma vez que o mosaico de paisagem produzida pelos cavalos favorece o ressurgimento ou o aumento da população de perdizes (*Alectoris rufa*) e coelhos (*Oryctolagus cuniculus*), favorece a vida a invertebrados e insetos de vários tamanhos, contribui para uma maior biodiversidade de flora e ajuda a espalhar sementes (Veríssimo, 2022); Competição com outras espécies – ocorre sobretudo com outros herbívoros pelo alimento. Contudo, no que concerne a equídeos e bovinos, em geral estes tendem a coexistir, porque devido ao facto de o sistema digestivo ser distinto, estes têm preferências por diferentes tipos de plantas (Menard et al., 2002) (Mésochina et al., 1998).

Reprodução

Os machos maduros a partir dos 3 anos de idade assumem comportamentos de marcação territorial, defecando/urinando em cima das excreções de fêmeas, durante a época do cio e de maiores níveis sazonais de testosterona (Ransom & Kaczensky, 2016). A gestação dos cavalos é de cerca de 11 meses e produz apenas uma cria (Boyce & McLoughlin, 2021). As crias de éguas com hierarquia alta tendem a receber esse mesmo estatuto (Korb & Heinze, 2008).

Alimentação

Os cavalos têm uma alimentação mista, comendo tanto plantas herbáceas, como plantas lenhosas, e a fermentação da sua digestão é realizada no pós-gástrico (Gordon et al., 2020), o que faz com que a sua estratégia de alimentação tenha de compensar a menor capacidade de digestão de fibra (quando comparada com ruminantes) (Osoro et al., 2017). De acordo com o estudo conduzido por Menard et al. (2002) nas áreas de Camargue (França), Marais Poitevin (França) e polders artificiais dos Países Baixos, a quantidade média diária de alimento ingerida pelos cavalos foi $144 \text{ g}_{\text{DM}} \text{ kg W}^{-0.75} \text{ dia}^{-1}$ (DM – matéria seca, W – peso vivo, g – grama, kg – quilograma, dia⁻¹ – por dia). Neste estudo e tipo de ecossistema, os cavalos revelaram maior capacidade de remover vegetação em relação ao gado (por unidade de peso do corpo), comeram mais rente ao chão e mantiveram o mosaico da paisagem entre a biomassa alta e rasteira, o que os torna uma boa ferramenta para gestão da paisagem e da vegetação (Menard et al., 2002).

No estudo conduzido por Osoro et al. (2017) a quantidade de matéria seca ingerida foi $218 \text{ g}_{\text{DM}} \text{ kg W}^{-0.75} \text{ dia}^{-1}$. Realizado num cercado de charneca com 22,3 ha na Serra de San Isidro (Astúrias, Espanha), este estudo fez uma comparação com uma manada constituída por 5 vacas, 5 éguas, 32 ovelhas e 32 cabras, das quais o grupo que mais consumiu matéria seca foram os equídeos. Para o mesmo local, López et al. (2017) conduziram outro estudo da composição da dieta dos cavalos (Figura 3.3.1) e do tipo de vegetação presente na charneca, consoante a predominância de urzes, tojos ou herbáceas em cada local (Figura 3.3.2).

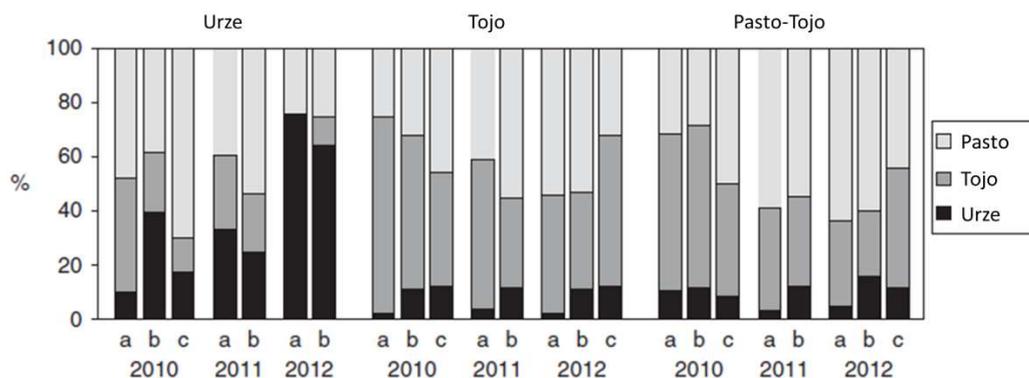


Figura 3.3 1 Composição da dieta das éguas a pastar em três diferentes tipos de charnecas com predominância de urze, tojo e pasto-tojo, por estação (a=primavera; b=verão; c=outono) do ano.

Traduzido de López et al. (2017)

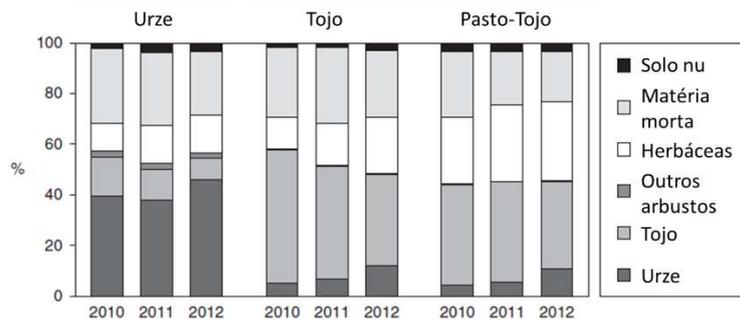


Figura 3.3 2 Variações de cobertura de plantas nos anos experimentais de 2010, 2011 e 2012, para os três tipos de charnecas em estudo, pastoreadas por cavalos. Traduzido de López et al. (2017)

Estes resultados parecem indicar a maior preferência dos cavalos por locais dominados por tojos (alimentam-se dos rebentos) e herbáceas, do que por locais com urze, pois os primeiros deverão nutri-los melhor (López López et al., 2017). Dado que os equídeos não ruminam e não conseguem fazer tão bem a síntese proteica, e dado que o tojo tem maiores concentrações de proteína crua, isso parece justificar a preferência dos cavalos por tojos (Osoro et al., 2017). Da comparação com as outras espécies também resultou que os cavalos têm uma variabilidade na quantidade ingerida de matéria seca dependendo da estação do ano, sendo o fim do verão a altura em que consumiram mais plantas lenhosas como o tojo (apesar dos espinhos desenvolvidos que os fazem gastar mais tempo na alimentação), dada a diminuição de pastos (Osoro et al., 2017).

Dos ecossistemas atrás apresentados, o que mais se assemelha ao Vale do Coa será o da Serra San Isidro, uma vez que é constituído por charnecas como o Vale do Coa, embora nas propriedades do Vale Carapito e Ermo das Águias a predominância sejam as giestas, em particular, as giestas brancas (*Cytisus multiflorus*), surgindo também zonas de silvados (*Rubus sp.* e *Rosa canina*) e de rosmaninho (*Lavandula pedunculata*).

3.3.1. Raça Sorraia

A raça de cavalos Sorraia é uma raça autóctone de Portugal com apenas cerca de 200 indivíduos contabilizados em todo o mundo (Rewilding Portugal, 2021a). A origem do nome da raça está relacionada com o local onde foi encontrado um núcleo da espécie do qual se iniciou a sua recuperação, o vale do rio Sorraia, na zona de Coruche. Conforme se pode ver nas figuras 3.3.3 e 3.3.4, os Sorraia apresentam pelagem com gradiente de cor pardo amarelo/baio (claro a torrado) ou pardo cinzento/rato (claro a escuro), são zebrados nos membros e poderão ter essa característica noutras partes do corpo como a cabeça (com maior ou menor evidência) e têm lista de mulo (AICS, 2006) (Rewilding Portugal, 2021a). Acredita-se que em tempos o nome pelo qual eram conhecidos estes animais em Portugal tenha sido “zebras” e em Espanha seriam chamados de “marismeños”, por terem existido nos marismas (sapais) do Guadalquivir (AICS, 2006). São considerados cavalos

pequenos por apresentarem na fase adulta uma altura média de 1.44 m para fêmeas e 1.48 m para machos. São de perfil subconvexo, têm em média 300 kg (Cunha, 2004) e têm um tempo de vida estimado entre os 25 e os 30 anos (Selvaggio, 2018). As crinas são densas e bicolores, com cerdas escuras na linha do meio e da cor do corpo na parte mais externa. A cauda também é bicolor e tem borla na base e as extremidades – como a ponta das orelhas, o focinho e os membros – são sempre escuras (AICS, 2006). São muito resistentes às condições ambientais e conseguem alimentar-se de restolhos de terrenos pobres. Estes atributos parecem fazer do cavalo Sorraia um tipo de cavalo primitivo (AICS, 2006) (Pinheiro et al., 2013). É considerada pela FAO uma raça criticamente em perigo de conservação (Luís et al., 2007), têm uma elevada taxa de consanguinidade e baixos níveis de diversidade genética (Pinheiro et al., 2013).



Figura 3.3 3 Ermo das Águas (Vale de Madeira) – à esquerda: paisagem primaveril com a presença de um Sorraia cor de rato; ao centro: um Sorraia de cor rato escuro; à direita: dois Sorraias de cor baio pardo claro e com a lista de mulo visível. Fotografado por: Ângela Ferreira.



Figura 3.3 4 Vale Carapito (Vilar Maior) – à esquerda: três Sorraias de cor baio pardo claro e o primeiro potro baio pardo torrado nascido nesta área de Rewilding em 2022, de seu nome Seixo; à direita: evidência da alimentação dos cavalos de *stipa gigantea*. Fotografado por: Ângela Ferreira.

3.4 Casos de estudo no Mediterrâneo

Estudos de campo no Mediterrâneo e sul da Europa demonstram que grandes herbívoros atuam como brigadas contra os incêndios e permitem a redução do risco de incêndios barata e sustentável. Os estudos também indicam que zonas pastoreadas de forma extensiva têm menos incêndios de larga escala, especialmente se houver uma mistura de herbívoros ramejadores e pastadores. O relatório GRAZE LIFE vem deixar recomendações a decisores políticos e privados para valorizar, encorajar e promover a conservação dos sistemas tradicionais com herbívoros e/ou reintroduzir herbívoros selvagens/semiselvagens devido à sua função de prevenção de incêndios florestais (Bezdicikova et al., 2021a) (Bezdicikova et al., 2021b). Apresentam-se de seguida três estudos de caso no mediterrâneo. É de notar que todos estes locais são húmidos e o caso do Vale do Coa é uma zona mais árida, o que revela o elemento distintivo e de mais-valia desta tese.

<p>Galiza (Noroeste Espanha)</p>	<p>Foi analisado um estudo do Pastoreio natural semisselvagem (GrazeLIFE) que contempla duas áreas: 1) A Serra do Xistral é uma montanha entre 600m-1000m, na província de Lugo, com pluviosidade de 1124mm e sem secas no Verão. A altura das montanhas, o nevoeiro e a chuva vindos do mar cantábrico, fazem com que a região tenha charnecas húmidas do Atlântico. 2) A Serra de Groba está localizada junto a Vigo e ao oceano Atlântico e é uma montanha com altura 50m-650m. Tem uma alta pluviosidade (1446 mm) e uma moderada seca no Verão, a paisagem além de ser uma zona de charneca, tem pinheiros (<i>Pinus pinaster</i>, <i>P. radiata</i>) e eucaliptos (<i>Eucalyptus globulus</i>). Dentro destas áreas, existem cavalos (pura raça galega, localmente intitulados de “galegos” ou “bestas”) em regime semisselvagem em áreas extensas de 500-10.000 ha na charneca de Groba e na charneca de Xistral, com vegetação essencialmente arbustiva (Fagúndez et al., 2021).</p> <p><i>Características da (re)naturalização de cavalos</i></p> <p>A tradição de manter pôneis em estado selvagem é uma tradição milenar e que</p>
---	---

	<p>conecta emocional e culturalmente a população. Existe memória coletiva presente e histórica da presença dos pôneis selvagens e de uma relação estreita com este animal para transporte e trabalhos agrícolas. Além dos aspetos culturais, os equídeos são vistos como produtores de serviços de ecossistema, criam ambientes e paisagens mais biodiversas que o gado, aumentam o armazenamento de carbono no solo e vegetação, representam uma oportunidade para os predadores (e a defesa de animais economicamente mais vantajosos para as pessoas), emitem três vezes menos carbono que o gado. São necessários menos cuidados (colocação de suplementos alimentares é algo excecional) e têm uma alta resistência a doenças (uso generalizado de desparasitantes nos cavalos) e a sua presença é sinérgica com o gado e florestas de pinheiros. Os pôneis comem mais urze (<i>Ulex sp.</i>) e outras matérias inflamáveis, o que é importante para a manutenção de espaços abertos e acessíveis e para a prevenção e mitigação de incêndios. No Xistral os incêndios não são uma realidade, mas em Groba sim e o cavalo é percebido como uma proteção contra os incêndios (Fagúndez et al., 2021).</p> <p>Na Galiza, existiam cerca de 22.000 cabeças de cavalos e atualmente o valor andarà à volta dos 10.000. Ainda que continue a ser a maior colónia de Espanha e Europa, é necessário encontrar soluções para este decréscimo dado o papel ecológico e cultural desta espécie para a região (Huete, 2021). As razões deste decréscimo deverão estar relacionadas com o difícil controlo do regime semisselvagem em termos de acidentes rodoviários, a falta de apoios financeiros e de apoios que beneficiam a produção de outras espécies (como o gado e eucaliptais), a obrigatoriedade de colocação de microchips nos pôneis, redução de transmissão de valores às novas gerações, a perda elevada de potros pela predação do lobo e a desertificação de pessoas (Fagúndez et al., 2021).</p> <p>Na avaliação conduzida por Fagúndez et al., para Xistral, o método do pastoreio natural semisselvagem é o mais eficaz para biodiversidade de flora, armazenamento de carbono e risco de incêndio. Para Groba são a desflorestação de longo termo e em seguida o pastoreio natural semisselvagem (Fagúndez et al., 2021). Fagúndez et al. fazem um conjunto de apelos às partes interessadas, nomeadamente à Governança, que não se percam os benefícios ambientais e de prevenção de incêndios gerados pelos pôneis (Huete, 2021).</p>
Camargue (Sudeste)	<p>A Camargue é uma região do sul francês, no delta do rio Rhône (42°24' N, 4°44' E). O clima é essencialmente mediterrânico, variando entre sub-húmido e semiárido nos</p>

França)	<p>invernos rigorosos. A evapotranspiração varia entre 75 mm (primavera) e 225 mm (verão), e a média anual de precipitação é 614 mm. Pode atingir temperaturas abaixo dos 0 °C (Menard et al., 2002), não costuma ir além dos 33 °C e tem ventos mistrais intensos (Duncan, 1983). A região tem 145,000 ha, é plana e está ao nível do mar. Há cerca de 950 espécies e subespécies de plantas características das zonas húmidas do mediterrâneo (Duncan, 1992). Neste vasto território com zonas de sapal, areia, planícies de sal, entradas pouco profundas e terras improdutivas, os cavalos da raça Carmargue encontraram habitat (Aubanel, 1963).</p> <p><i>Características da (re) naturalização de cavalos</i></p> <p>Os cavalos Camargue, têm entre 1,35 m – 1,45 m e pesam entre 350 kg – 500kg quando adultos. São característicos pela sua cor uniformemente branca em adultos, têm ossos pesados e cascos largos, que parecem ser adaptações ao habitat e os registos indicam que o cavalo já terá esta morfologia há centenas e talvez até milhares de anos. São uma raça considerada robusta, pois são resistentes aos parasitas, estão adaptados às condições climáticas, foram usados pelo homem para trabalho e transporte. Nos anos 90, crê-se que existiam cerca de 3500 cabeças na zona e o seu único predador, o lobo, desapareceu da região aproximadamente em 1850 (Duncan, 1992). Os Camargue passam cerca de 65% do seu tempo a alimentarem-se (Duncan, 1983). Em 1980, foi feito um estudo, com duração de 3 anos, sobre o impacto dos herbívoros na herbivoria, em particular do cavalo de Camargue. Concluíram que o impacto do cavalo é mais visível nos sapais (medido pela altura das plantas em áreas de pastagem vs. áreas de exclusão de pastagem), mas que tanto nos sapais como nas pradarias, a altura das plantas foi amplamente reduzida.</p> <p>Em áreas de sapal alimentaram-se sobretudo de <i>Scirpus maritimus</i>, <i>Phragmites</i> e <i>Aeluropus litoralis</i> reduzindo consideravelmente as quantidades destas três espécies e controlando as espécies mais pequenas de mato <i>Halimione portulacoides</i> e <i>Puccinellia distan</i>. Nas áreas de pastagem, no terceiro ano houve uma mudança na composição de plantas nas zonas de consumo mais excessivo, face aos locais pouco consumidos (Bassett, 1980).</p>
Doñana (Sudoeste Espanha)	<p>O Parque Nacional de Doñana está localizado no sudoeste de Espanha, região da Andaluzia, contemplando a zona onde o rio Guadalquivir desagua no oceano Atlântico. Esta zona de estuário é Património Mundial desde 1994 pela UNESCO, estando também na convenção de Ramsar. O parque é constituído por lagoas, sapais, matagais</p>

e dunas móveis e fixas (Claudino-Sales, 2019). O clima é suave mediterrânico, com influência oceânica. Tem invernos húmidos (9,3 °C em média nos meses de janeiro e dezembro) e verões secos (média de 23,9 °C nos mês de julho) e tem uma precipitação média anual de 400 mm (Claudino-Sales, 2019) (Merino & Vicente, 1981). No parque nacional de Doñana, existem em estado selvagem os cavalos de raça Retuertas e Marismeños.

Características da (re) naturalização de cavalos

Doñana já era retratado pelos reis de Espanha como uma reserva predileta de caça (Claudino-Sales, 2019). Este local envolve história, cultura, sociedade, economia, ecossistema. O turismo de natureza na região é um importante contributo económico e fator de pressão (Juan F. Ojeda Rivera & Díaz, 2012). Os SE providenciados pelo parque natural são inúmeros. Existe um *trade-off* entre os valores de mercado locais e os globais, uma vez que a paisagem fora da área protegida de Doñana promove a prestação de Serviços de Ecossistema que estão associados aos mercados internacionais e, dentro da área protegida, a conservação da biodiversidade é a principal atividade (Martín-López et al., 2011). Os serviços de regulação em Doñana estão avaliados em aproximadamente 62 milhões de euros (a preços de 2008) (Martín-López et al., 2011). A avaliação do milénio do serviço de ecossistema conclui que, para Espanha, a regulação de perturbações dos lagos e zonas húmidas foi de uma deterioração alta (Barrera et al., 2011).

Os cavalos são ecológica e culturalmente importantes para a comunidade da região de Doñana (Murphy & González-Faraco, 2006). No passado, tiveram um papel determinante no trabalho com o gado, na transferência do manejo dos cavalos para a América do Sul e América do Norte nas zonas ecologicamente semelhantes às Marismas do Guadalquivir. No presente, a festa cultural e religiosa “Saca de Las Yeguas” em Almonte – que se realiza anualmente no Verão – e a crença de que estes animais contribuem para regenerar a vegetação e a viabilidade de determinadas aves são um marco para a comunidade (Murphy & González Faraco, 2002).

Os cavalos marismeños são cavalos das marismas. A fim de prevenir a extinção destes cavalos, são considerados uma raça desde 2003. Encontram-se sobretudo em Doñana e em estado feral (Murphy & González Faraco, 2002).

A raça de cavalos Retuertas está em perigo de extinção, com apenas cerca de 150 cabeças em Doñana (Barnes, 2014) e com algumas libertações de algumas manadas de

	<p>pequeno número noutros pontos de Espanha (Rewilding Europe, 2013). Os Retuerta eram usados em trabalhos agrícolas, mas por diversas razões foram substituídos por outros meios que parecem ter conduzido à quase extinção desta raça considerada a mais antiga da Europa (Horsetalk.co.nz, 2014). Em 2015 foi feito um estudo para monitorizar e perceber os trilhos feitos pelos cavalos em Doñana, o que deu informações de comportamento ecológico para estudar os seus hábitos selvagens (Radoi et al., 2015) e que pode servir para a conservação e recuperação das raças.</p>
--	--

Análise económica comparativa entre cenários para controlo de biomassa, prevenção e mitigação de incêndios

4.1. Metodologia e dados

Existem três abordagens comuns para a realização de valorizações económicas dos serviços de ecossistema. Essas abordagens são 1) valorizações diretas de mercado (*market-based approach*), 2) preferências reveladas (por comportamento) e 3) preferências declaradas (por atitude perante cenários). As principais técnicas para essas abordagens são: na abordagem 1) custos evitados, análises de função de produção e custos de troca ou restauro; na abordagem 2) o método de custo de viagem, preços hedónicos e na abordagem 3) valorização contingente ou outros métodos de elicitación de preferências. Quando os SE não possuem mercados explícitos para o estabelecimento de preços, a sua valorização monetária é feita calculando os preços a que a sociedade estaria disposta a pagar ou a receber para o serviço ser providenciado (*Willingness to pay WTP*, *Willingness to Accept WTA*), utilizando um dos métodos acima referidos (TEEB, 2010). A avaliação depende das pessoas afetadas e/ou das pessoas que dependam do SE em questão (dimensão espacial), de escolhas intertemporais entre consumir no presente ou guardar para o futuro (Mendelsohn & Olmstead, 2009), da inflação (D Pearce et al., 2006), entre outros.

A análise de custo-benefício (*CBA*, sigla em inglês) é a técnica de avaliação mais usada para decisões de políticas públicas e investimentos públicos (D Pearce et al., 2006). A CBA é usada para comparar os benefícios de incremento de bem-estar humano e os custos associados a perdas de bem-estar, numa situação em que, para um investimento ou política avançar, os benefícios sociais devem exceder os custos sociais (D Pearce et al., 2006). Neste contexto, também os benefícios ambientais devem exceder os custos ambientais. Dado os SE serem serviços/bens públicos, a CBA é uma técnica pertinente a ser usada na presente tese. As análises de custo-benefício podem recorrer a preços, custos e produção.

A valorização económica dos SE de regulação, de acordo com a TEEB (2010) e de Groot et al. (2012), tem sido amplamente aferida através de métodos baseados em custos (61% dos artigos analisados em revisão de pares), sendo o mais usado os *custos evitados* (26% dos artigos analisados de serviços de regulação usavam este método). O método dos *custos evitados* foi apresentado por Steiner, em 1966, e tem sido usado desde então para aferir os benefícios de um determinado objetivo, através da comparação dos custos evitados entre cenários (tipicamente, dois cenários são estabelecidos) (Donovan & Brown, 2008). Os custos evitados podem ser usados para calcular o valor

de uso direto e indireto (TEEB, 2010). Por exemplo, um estudo realizado no estado da Virgínia (EUA) demonstrou que o sistema público de saúde poupa 7,5 euros por cada hectare de incêndio mitigado por ano (Sil et al., 2019).

Bugalho (2008) afirma que “em Portugal, a manutenção das redes primária e secundária de prevenção de incêndios ou de aceiros corta-fogo poderá em alguns casos ser realizada com sucesso através do pastoreio” e “pode ser potencialmente interessante para avaliação de alternativas de mecanismos de controlo (ex.: limpeza mecânica, herbicidas, fogo controlado)” (Bugalho, 2008, p. 72), pelo que a análise efetuada na presente tese é pertinente.

Nesta tese optou-se, por simplificação e pela impossibilidade de medir todos os benefícios no controlo da biomassa para a mitigação de incêndios, usar o método dos custos evitados. É feita a análise dos custos tidos num cenário de controlo da biomassa por cavalos (opção 1) vs. meios mecânicos (opção 2). Os custos para o controlo da biomassa por cavalos foram aferidos num intervalo entre: custos mínimos – o que seria o pastoreio natural (*natural grazing*) cumprindo as necessidades mínimas exigidas por lei – e custos máximos – que seriam os custos aproximados da gestão de natural grazing executada pela Rewilding Portugal. Os custos para o controlo da biomassa por meios mecânicos tiveram por base os métodos e quantidades necessários a realizar para propriedades semelhantes às da Rewilding Portugal.

Após o estudo dos custos presentes e da estimativa de custos futuros, torna-se necessário aplicar a taxa de inflação e a taxa social de preferência intertemporal (ou *taxa de desconto*) aos custos estimados futuros para que estes fiquem atualizados ao ano base (Mendelsohn & Olmstead, 2009). A taxa de desconto reflete o preço que a sociedade está disposta a pagar para ter mais uma unidade daquele bem ou serviço disponível no futuro (European Commission, 2014). Apesar do uso da taxa de desconto ser contraditório e discutido entre os cientistas das ciências sociais (D Pearce et al., 2006), a teoria racional é de que ter um serviço/bem à disposição tem maior valor hoje do que tê-lo à disposição no futuro (Mendelsohn & Olmstead, 2009). Por isso, os valores dos custos vindouros são descontados e somados novamente para o valor atualizado que contempla essa preferência intertemporal da sociedade (Bateman et al., 2011). Esse valor é designado de Valor Atualizado Líquido (VAL, *NPV* sigla em inglês). Quando a taxa de desconto é constante e o custo/benefício de cada período é constante, o VAL pode ser calculado usando a fórmula matemática (4.1) (David Pearce et al., 2006):

$$NPV = \frac{A}{s} \left[1 - \frac{1}{(1+s)^T} \right] \quad (4.1)$$

A – Custo considerado periodicamente no futuro

s – Taxa de desconto T – Período a considerar

Quanto ao valor da taxa de desconto a usar, Pindyck (2007) refere que taxas de desconto superiores a 4% tornam a implementação de políticas com custos no presente difícil de justificar. Alguns governos como os de França e Reino Unido usam taxas de desconto decrescentes consoante o prazo das políticas ou projetos públicos: França usa taxa de desconto 4% para projetos com duração inferior a 30 anos e a taxa vai reduzindo até 2% para durações superiores a 30 anos; Reino Unido usa taxa de desconto de 3,5% para projetos com duração inferior a 30 anos e a taxa vai reduzindo até 2% para durações superiores a 30 anos (Arrow et al., 2014). Na área do ambiente, habitualmente, as políticas tendem a ser analisadas para períodos acima dos 50 anos, onde o horizonte é muito incerto (Pindyck, 2007), contudo nesta tese é analisado o período de 25 anos, que correspondem ao tempo médio de vida de um cavalo. No estudo de Donovan e Brown (2008) para a estimativa dos custos evitados no controlo da biomassa, foi usada a taxa de desconto de 4% (Donovan & Brown, 2008). A Comissão Europeia (2014), indica que Portugal usa como referência o valor de 4% para a taxa de desconto social (Florio, 2006). Na presente tese, tendo em conta o explanado anteriormente, será usada a taxa de desconto de 4%. O ano de 2020 foi usado como o ano base para os preços atualizados.

A inflação foi considerada nesta tese para assegurar estimativas de preços constantes (D Pearce et al., 2006). A taxa de inflação anual usada para 2021 é a indicada pelo INE que para Portugal foi naquele ano de 1,3%. Para as estimativas de custos futuras foram aplicadas taxa de inflação anual previstas. O Banco de Portugal prevê uma taxa de inflação anual para 2022 de 7,8% e para 2023 de 2,7%. A STATISTA 2022, faz a previsão da taxa de inflação anual para Portugal em 2024 de 1,28%, em 2025 de 1,29%, em 2026 de 1,3% e em 2027 de 1,31%. Nos anos posteriores a 2027, usar-se-á na análise a taxa de inflação de 2027.

Segundo Dopazo et al. (2012), o estudo de Varela-Redondo (2008) foi a primeira valorização económica realizada que comparou os custos expectáveis entre o uso de meios mecânicos e o uso de pastoreio para o controlo da biomassa e prevenção de incêndios (Dopazo et al., 2012). Dopazo et al. (2012) fez para a comunidade de Valência um estudo semelhante ao que Varela-Redondo et al. (2008) fez para a região da Andaluzia. Tomar-se-á na presente tese como exemplo, dentro do que for possível transferir de conhecimento, o estudo económico de Dopazo et al. (2012).

É importante referir que o valor dos SE ganha ainda mais destaque junto dos decisores políticos quando são apresentados os valores monetários correspondentes. Assim, esta informação pode facilitar o processo de tomada de decisões mais sustentáveis (Fosu-asante et al., 2019). No resto desta secção são apresentados os valores monetários utilizados na análise.

A dupla contagem é acutelada tendo em consideração a definição de serviços intermediários, serviços finais e benefícios (Fisher et al., 2008). Nesta tese analisam-se os custos alternativos entre

herbivoria por gestão de manada de cavalos face a meios mecânicos para alcance do serviço intermediário de controlo de biomassa e para o alcance do serviço final de regulação de eventos extremos. Para este caso, foram isoladas as funções realizadas pela herbivoria e pelo o uso de meios mecânicos. Foi garantido o princípio da “escala de relação temporal” dos Pagamentos de Serviços de Ecossistema (Declaração de Heredia) (Farley & Costanza, 2010).

4.1.1. Dados dos meios mecânicos (operações mistas)

A manutenção e controlo da biomassa em Portugal, de acordo com a Comissão de Acompanhamento das Operações Florestais (COAF), é realizada através dos seguintes meios: Fogos controlados, Controlo de vegetação de forma localizada, Controlo de vegetação espontânea, Controlo de densidade excessiva e Controlo de invasoras. Em 2015/2016 a COAF estabeleceu uma matriz de beneficiação com uma estimativa de custos mínimos e máximos por hectare para cada um destes meios (Anexo A).

Para um terreno semelhante aos das propriedades no Vale do Coa, por forma a garantir o controlo da biomassa e gestão e prevenção de incêndios, a Rewilding Portugal contrataria a cada 3 anos os serviços de operações florestais de “controlo de vegetação de forma localizada” e “controlo de densidade excessiva”. O serviço de “controlo de vegetação de forma localizada” serviria para abrir e manter acessos e clareiras para promover a biodiversidade e o restauro ecológico, bem como a segurança em situação de incêndio. As zonas a intervir têm em geral declives inferiores a 5 graus, a pedregosidade é inferior a 10% no Vale Carapito e superior no Ermo das Águias, o número de plantas é inferior a 3000 por hectare e a altura das plantas excede normalmente os 0,5 metros, o que revela que os custos a considerar tendem para os mínimos em propriedades como as da Rewilding Portugal. Contudo, deve alertar-se que para terrenos com uma maior densidade de plantas e arbustos, com maiores declives ou graus de pedregosidade, os custos tenderão a subir.

Os custos máximos contemplados na matriz de custos da COAF não são usados nesta análise, uma vez que os cavalos não conseguem fazer a substituição em zonas com as características e condições apresentadas na matriz. Além dos custos presentes no quadro 4.3.2, poderá ser necessário o proprietário do terreno ter em consideração custos extra como os de transporte, mão-de-obra, gestão. Os custos correspondentes da matriz da COAF 2015/2016 foram atualizados ao índice de preços no consumidor (IPC) de 2016 (base=100) para 2020 (102,7), dado proveniente do INE. Os custos estimados futuros foram atualizados com as previsões das taxas de inflação antes apresentadas. Aos custos estimados futuros foi acrescido o IVA (Imposto sobre Valor Acrescentado) de valor 6%, conforme legislação do Código do IVA em vigor em Portugal (Lista 1). O quadro de custos usado encontra-se no ponto 4.3.

4.1.2. Dados para a herbivoria

A herbivoria manifesta muitos serviços prestados, como referido nos capítulos anteriores, tais como: pisoteio, dispersão de nutrientes e sementes, reflorestação, gestão do pós-fogo, promoção da biodiversidade, entre outros. Nesta tese, são analisados os custos da introdução dos cavalos com o objetivo de cumprirem a função de controlo de biomassa.

De acordo com a Rewilding Portugal, em caso de haver densidade excessiva, inicialmente, a herbivoria feita pelos cavalos em regime de pastoreio natural (*natural grazing*) não substitui os meios mecânicos, podendo ser necessária uma primeira intervenção com meios mecânicos para criar condições de maior adaptabilidade ao terreno pelos cavalos, como por exemplo para a abertura de clareiras e controlo parcial de densidade excessiva. A partir da introdução do cavalo, o objetivo é que estes substituam a 100% a necessidade de meios mecânicos para o controlo da densidade excessiva, devendo para tal ser ajustada a capacidade de carga dos animais ao terreno. No Gerês (Xistral e Gobre) a capacidade de carga representa 0,15 a 0,3 cavalos por hectare. Nas propriedades da Rewilding Portugal estão a usar 0,1 cavalos por hectare. De acordo com a DGADR (Direção Geral da Agricultura e Desenvolvimento Rural) as explorações em regime extensivo com animais devem respeitar um limite à capacidade de carga de 1,4 cabeças normais (CN) por hectare (1 cavalo adulto=1 CN). Também os autores Avsec et al. (2017) indicam a limitação de 1,4 CN / ha para limitar a quantidade de fertilizante orgânico, com base no teor de azoto, gerado e mantido em níveis não poluentes na propriedade.

A substituição mencionada no parágrafo anterior é dependente da dieta específica e quantidade média ingerida de cada raça de cavalos. Habitualmente, os cavalos têm uma alimentação mista, mas, dependendo dos terrenos, para existir uma substituição dos meios mecânicos a 100%, poderá ser necessário combinar a introdução de outros herbívoros com dietas complementares à dieta do cavalo, para conseguir garantir a manutenção do controlo da densidade de plantas. No Vale Carapito e Ermo das Águas, a substituição é atualmente feita a 100%.

De acordo com entrevista feita à Rewilding Portugal, a substituição dos meios mecânicos para controlo da vegetação em linha ou localizada pode ser realizada pelos cavalos apenas de forma localizada. Este objetivo pode ser conseguido através de meios de atração natural como a existência de pontos de água ou como a localização preferida para se alimentarem e por meios de atração artificiais como a introdução de um bloco de sal e colocação de feno numa área onde se pretende alcançar maior pisoteio, para por exemplo abrir uma clareira (0,5 ha a 1 ha). O controlo da vegetação em linha é uma tarefa que não se deve considerar como passível de ser efetuada com o cavalo.

O processo de introdução de cavalos em *natural grazing* contempla 3 etapas de custos: A) preparação da manada e do terreno para receber os animais (pode levar cerca de 3 meses), B)

habituação dos cavalos ao terreno em zona circunscrita ou vedada e libertação (habitualmente 1 a 2 semanas) e C) gestão anual da manada. Os custos de A), B) e C) foram considerados aos preços do ano em que foram realizados, isto é, 2020. O quadro de custos resumido encontra-se no ponto 4.3 e o quadro completo encontra-se no Anexo B. Os custos futuros da gestão anual da manada são ajustados anualmente à taxa de inflação descrita na secção 4.1 e já têm o IVA incorporado.

4.2 Cenários

Foram construídos dois cenários que analisam três categorias de custos. Os cenários foram divididos consoante a capacidade de carga de animais por cada hectare de terreno, designadamente 0,1 CN / ha e 1,4 CN / ha. O Cenário 1) 1 cavalo por 10 hectares – corresponde à análise de propriedades com a capacidade de carga mínima, usada pela Rewilding Portugal devido aos solos pobres do Coa –, enquanto o Cenário 2) 14 cavalos por 10 hectares – diz respeito à análise de propriedades com a capacidade de carga máxima permitida pela DGADR para explorações agrícolas extensivas (Decreto-Lei n.º 81/2013, de 14 de junho – regime de exercício da atividade pecuária). O fator da capacidade de carga é relevante nos custos, uma vez que a compra de cavalos é um custo impactante. Este afeta a quantidade de cavalos necessária para fazer a substituição completa dos meios mecânicos para o controlo da biomassa.

As três categorias de custos usados foram os “Custos das operações mistas” (meios mecânicos), os “Custos Mínimos do *Natural Grazing*” e os “Custos Máximos do *Natural Grazing*”. Mesmo em contexto de *natural grazing*, em Portugal os cavalos existentes, legalmente, são considerados animais domésticos. Ainda que os custos iniciais sejam elevados e que seja obrigatório cumprir os requisitos mínimos legais de saúde e bem-estar animal, o objetivo é que os animais vivam em estado semisselvagem, pelo que no caso da análise aos custos máximos, deverá ser contemplada uma redução gradual de custos de gestão anual da manada para valores próximos aos dos custos mínimos. Foi considerada na tese um objetivo de redução anual dos custos de 20% face ao ano anterior até o valor se aproximar ao do valor dos custos mínimos, o que no caso do Cenário 1 se traduz numa redução até 2043 e no cenário 2 até 2035.

No Cenário 1), uma vez que se consideram propriedades com a capacidade de carga baixa, a produtividade de biomassa também será, conseqüentemente, considerada baixa. No Cenário 2), dado tratar-se de uma elevada capacidade de carga, também se considera estar perante terrenos mais férteis com maior capacidade produtiva de herbáceas e arbustos, mas com declives não muito elevados (pela questão apresentada anteriormente em garantir a capacidade dos cavalos substituírem os meios mecânicos), pelo que foi considerado o valor médio – entre o custo mínimo e o custo máximo – da matriz do COAF. Nos custos mínimos no *natural grazing* não foi incluída a

necessidade de realizar vedações ou fontes de água, nem foram incluídos os custos de mão-de-obra e de transporte de animais. Assumem-se apenas o preço mínimo de compra de uma raça autóctone de cavalos e adaptada a viver em regime semisselvagem (a raça Garrana), custos mínimos legais e de bem-estar animal, num contexto em que não é necessário fornecer alimento extra. No critério dos custos máximos no *natural grazing*, foram considerados os preços máximos de compra de cavalos de uma raça autóctone (a raça Sorraia), os gastos anteriormente mencionados e ainda gastos com vedações, criação e preparação de fontes de água, gastos com pré-libertação e mão-de-obra e deslocações para gestão da manada. São calculados os fluxos de custos totais para a gestão das propriedades durante 25 anos, que corresponde ao tempo de vida mínimo esperado do cavalo.

4.3 Resultados

No quadro 4.3.1 encontra-se o resumo dos custos com a introdução dos cavalos em regime de pastoreio natural (os custos mais detalhados encontram-se no Anexo A) e no quadro 4.3.2 encontram-se indicados os custos usados para o cálculo dos meios mecânicos, ambos para os dois cenários em estudo. O quadro 4.3.3 mostra o fluxo de custos anual, sendo o ano de 2020 o ano de introdução dos cavalos (o que representa a junção dos 3 critérios de custos) e os anos seguintes são anos onde foi considerado apenas os custos de gestão anual da manada, ajustados às taxas de inflação previstas e com a redução dos custos anuais à taxa por mim considerada de 20%. Os custos do controlo de biomassa por meios mecânicos mistos são realizados de 3 em 3 anos e a gestão da manada é uma tarefa com custos anuais. Os valores são atualizados a preços 2020 a uma taxa de desconto de 4%.

Quadro 4.3 1 Custos de introdução do cavalo numa propriedade, em euros, a preços de 2020

Tema	Descrição	Custo Mín. Total 1/10ha	Custo Máx. Total 1/10ha	Custo Mín. Total 14/10ha	Custo Máx. Total 14/10ha
A. Preparação da manada e do terreno (3 meses)	Coleiras GPS, Compra de cavalos, Burocracia, Vedações, Fontes de água	381,95 €	18.648,95 €	3.007,95 €	64.174,95 €
B. Pré-libertação dos cavalos (1 semana)	Vedações temporárias, Alimentação, Gastos com saúde, Transporte de animais	40,00 €	2.106,00 €	120,00 €	4.848,00 €
C. Gestão da manada (anual)	Registo de (novos) animais, Alimentação suplementar, Gastos com saúde, Mão-de-obra e deslocação, Subscrição anual GPS	90,40 €	8.477,08 €	411,74 €	9.383,02 €
Total/10ha		512,35 €	29.232,03 €	3.539,69 €	78.405,97 €

Quadro 4.3 2 Custos dos meios mecânicos para controlo de biomassa, em euros, a preços de 2020

Operações mistas	Custo mínimo (c/ IVA6%)	Custo intermédio (c/ IVA6%)
Controlo da vegetação espontânea em linha ou de forma localizada	521,72 €	3.391,21 €
Controlo de densidade excessiva	1.043,45 €	6.782,42 €
Total/10ha	1.565,17 €	10.173,63 €

Quadro 4.3 3 Cálculo do Valor Atualizado Líquido para os cenários e método de controlo de biomassa indicados, em euros, a preços de 2020

Ano	Cenário 1 - Cap.Carga 1/10ha			Cenário 2 - Cap. Carga 14/10ha		
	Custo meios mecânicos	Custo Mín. Natural Grazing	Custo Máx. Natural Grazing	Custo meios mecânicos	Custo Mín. Natural Grazing	Custo Máx. Natural Grazing
2020	1.565,17 €	512,35 €	29.232,03 €	10.173,63 €	3.539,69 €	78.405,97 €
2021	0,00 €	91,58 €	8.587,28 €	0,00 €	417,09 €	9.505,00 €
2022	0,00 €	98,72 €	7.405,67 €	0,00 €	449,63 €	8.197,11 €
2023	1.755,34 €	101,38 €	6.084,50 €	11.409,71 €	461,77 €	6.734,75 €
2024	0,00 €	102,68 €	4.929,91 €	0,00 €	467,68 €	5.456,76 €
2025	0,00 €	104,01 €	3.994,80 €	0,00 €	473,71 €	4.421,72 €
2026	1.824,15 €	105,36 €	3.237,39 €	11.856,98 €	479,87 €	3.583,36 €
2027	0,00 €	106,74 €	2.623,84 €	0,00 €	486,15 €	2.904,24 €
2028	0,00 €	108,14 €	2.126,57 €	0,00 €	492,52 €	2.353,83 €
2029	1.896,78 €	109,55 €	1.723,54 €	12.329,09 €	498,97 €	1.907,73 €
2030	0,00 €	110,99 €	1.396,90 €	0,00 €	505,51 €	1.546,18 €
2031	0,00 €	112,44 €	1.132,16 €	0,00 €	512,13 €	1.253,15 €
2032	1.972,31 €	113,91 €	917,59 €	12.820,00 €	518,84 €	1.015,65 €
2033	0,00 €	115,41 €	743,69 €	0,00 €	525,64 €	823,17 €
2034	0,00 €	116,92 €	602,74 €	0,00 €	532,52 €	667,16 €
2035	2.050,84 €	118,45 €	488,51 €	13.330,45 €	539,50 €	540,72 €
2036	0,00 €	120,00 €	395,93 €	0,00 €	546,57 €	547,80 €
2037	0,00 €	121,57 €	320,89 €	0,00 €	553,73 €	554,98 €
2038	2.132,50 €	123,17 €	260,08 €	13.861,23 €	560,98 €	562,25 €
2039	0,00 €	124,78 €	210,79 €	0,00 €	568,33 €	569,61 €
2040	0,00 €	126,42 €	170,84 €	0,00 €	575,78 €	577,08 €
2041	2.217,41 €	128,07 €	138,46 €	14.413,15 €	583,32 €	584,64 €
2042	0,00 €	129,75 €	140,28 €	0,00 €	590,96 €	592,29 €
2043	0,00 €	131,45 €	142,11 €	0,00 €	598,70 €	600,05 €
2044	2.305,70 €	133,17 €	143,97 €	14.987,04 €	606,55 €	607,91 €
VAL 2020 (10ha)	10.765,25 €	2.132,34 €	66.148,45 €	69.974,14 €	10.871,77 €	118.805,64 €
VAL 2020/ha	1.076,53 €	213,23 €	6.614,85 €	6.997,41 €	1.087,18 €	11.880,56 €

Conforme se pode verificar no quadro 4.3.3, tanto no cenário 1 como no 2, no prazo de 25 anos, se forem considerados os custos mínimos ou próximos dos mínimos do *natural grazing*, compensa financeiramente ao proprietário de terreno que necessite controlar a biomassa usar o método do pastoreio natural com cavalos. Ao invés, aos custos máximos do pastoreio natural, não seria economicamente favorável optar pelo método da herbivoria com cavalos para o controlo da biomassa. Constatou-se que, se o proprietário optar por adquirir cavalos com um preço economicamente elevado, ou se o terreno exigir a realização de elevados custos com vedações e mão-de-obra, estes três fatores comprometerão o benefício económico do *natural grazing* em relação ao uso dos meios mecânicos. Os restantes fatores avaliados não comprometem o benefício financeiro do *natural grazing*, sendo os seus custos inferiores aos custos dos meios mecânicos.

4.4 Discussão

Primeiro, ao nível dos custos com as operações mistas, é importante referir que em zonas perto de habitações e/ou estradas ou caminhos públicos, os animais não são suficientes para fazer o controlo de biomassa e devem ser usados outros métodos como os meios mecânicos para controlar a biomassa. No Vale Carapito e no Ermo das Águias não há necessidade de contemplar estas atividades pois são áreas longínquas de estradas ou habitações. Há ainda que ter em conta que as intervenções mecânicas têm de ser repetidas a cada 3 anos e que no serviço escolhido, a biodiversidade pode ser posta em causa, dado o corte ser realizado, sem identificação e proteção de espécies com valor de conservação, ou manutenção de “áreas de refúgio” não cortadas.

Em segundo lugar, no que diz respeito aos custos mínimo e máximo da introdução de cavalos, na análise foram contemplados os preços das raças autóctones Sorraia e Garrano, com o intuito de contribuir para a sua preservação e pelo facto de serem raças já adaptadas ao clima português e ao pastoreio natural. Os seus preços podem ter uma grande variação, desde um potro Garrano que atualmente ronda os 200€ a uma fêmea Sorraia que atualmente ronda os 3500€ (pela escassez e interesse na raça Sorraia). Os custos de remoção de cadáveres não foram incluídos, uma vez que em Portugal existe uma entidade responsável pela sua recolha, a DGAV através do SIRCA – Recolha de Cadáveres, embora para os equídeos não seja obrigatória a sua recolha. Na região do Vale do Coa, a presença de grifos e abutres é comum, pelo que a morte de um cavalo representa até uma oportunidade para a conservação e restauro destas espécies tão importantes para o ecossistema. Os custos das deslocações de cavalos entre propriedades para gestão de manadas não foram considerados, pois não fazem sentido em contexto de pastoreio natural e são feitos para casos muito específicos. No caso da Rewilding, as deslocações acontecem para evitar a consanguinidade entre os

cavalos da raça Sorraia.

Continuando, não foram consideradas outras formas de vedação que não a colocação de estacas e redes. Contudo, o uso de *virtual fencing*, a instalação de canadianas, a instalação de fios com passagem elétrica, ou a contratação de um pastor para guardar os equídeos são outras formas possíveis para controlar o espaço geográfico onde os animais se podem movimentar. Uma ressalva importante para o *virtual fencing* e bem-estar animal é que, quando o animal se assusta ou está a ser predado e necessita entrar em fuga, o software e hardware do *virtual fencing* pode ainda não estar desenvolvido para reconhecer essa situação, pelo que o animal sofre duplamente pelo stress da fuga e pelo ininterrupto envio de choques elétricos. Outra ressalva é de que, tendo barreiras (quer barreiras naturais, quer vedações criadas pelo homem), é necessário contemplar deslocações e/ou mão-de-obra ao local para aferir a disponibilidade de alimento e água, pois o animal não tem como escapar para procurar fontes de alimento. Por outro lado, no caso de não haver vedações, é necessário averiguar a proximidade a estrada e zonas agrícolas, pois podem implicar danos agrícolas e/ou acidentes rodoviários que o proprietário dos cavalos deverá querer evitar.

Em relação à disponibilidade de água, no Vale do Coa houve a necessidade de criar charcos artificiais e estes custos foram contemplados. Para a Quinta do Pisão em Cascais, de acordo com o gestor de projetos e responsável pelos cavalos Sorraia em regime de pastoreio natural, foi necessário adquirir tanques de água e bebedouros para disponibilizar água aos animais.

Seguindo a discussão, em Portugal, é possível fazer a detenção doméstica de animais de até 3 cabeças normais por instalação (2 da mesma espécie) e não requer o seu recenseamento (artigo 5º, Decreto-Lei nº 81/2013 de 14 de Junho). Neste momento, de acordo com o Decreto-Lei nº 123/2013, de 28 de agosto, o registo dos equídeos é obrigatório – salvo a exceção antes descrita – por serem considerados animais domésticos. Contudo, o seu custo é baixo, pelo que é quase negligenciável para esta análise.

O bem-estar animal tem de ser garantido: o Decreto-Lei nº 155/2008, de 7 de agosto estabelece as responsabilidades da DGAV em especificar as normas mínimas relativas à proteção dos animais nas explorações pecuárias, e define as responsabilidades do produtor quanto às condições dos alojamentos e equipamentos, as necessidades de água e alimentação, bem como à obrigatoriedade de possuir pessoal que saiba cuidar desses animais.

Por fim, a Rewilding Portugal recomenda, embora não seja um critério do *natural grazing*, 1 GPS por manada, para facilmente se poder encontrar os cavalos, quer para o cumprimento de questões legais como para o acompanhamento e observação do bem-estar animal, como é o caso da visita veterinária anual. Assim, o custo de 1 GPS foi incluído na análise, tanto para os custos mínimos, como para máximos.

Um terceiro assunto a realçar diz respeito aos benefícios e oportunidades de desenvolvimento sustentável e local. Seria interessante que a legislação pudesse considerar o cavalo também como animal selvagem, para que o processo de reintrodução de cavalos em contexto selvagem e de pastoreio natural seja potenciado nas zonas de interesse para o cumprimento das suas funções ecológicas como grande herbívoro.

Prosseguindo, existem diversos benefícios económicos e não económicos que os cavalos em regime natural contemplam e que não foram incluídos na análise. Todavia, o proprietário que opte pela introdução de cavalos e outros equídeos ou herbívoros, poderá considerar os seguintes benefícios: o maior sequestro de carbono pela existência dos animais e redução das emissões de dióxido de carbono pela exclusão dos meios mecânicos que operam a combustíveis fósseis; a possibilidade de desenvolvimento do turismo sustentável e turismo de natureza para observação de cavalos e demais biodiversidade; os apoios financeiros do IFAP (Instituto de Financiamento da Agricultura e Pescas) para a criação e manutenção de raças autóctones e em perigo (como é o caso dos Sorraia, onde atualmente um proprietário pode receber 200€ por cada macho ou fêmea reprodutora); em períodos de seca, o IFAP poderá fornecer mecanismos de apoio extra a quem exerça atividade agrícola; existência de zonas onde a criação de cavalos serve também para produção de carne para alimentação humana como na Galiza; entre outros. Neste momento, os equinos não são parte dos possíveis apoios monetários do SGIFR (Sistema de Gestão Integrada de Fogos Rurais) do instituto público AGIF (Agência para a Gestão Integrada de Fogos Rurais) (AGIF, 2021), contudo, espera-se que esta tese e os estudos aqui citados sejam contributos para o enaltecimento da importância económica do cavalo como solução de base natural no controlo da biomassa e consequentemente prevenção e mitigação dos incêndios. Nesta sequência, se houver a possibilidade de considerar o cavalo como sendo um animal selvagem, em determinados contextos, abre possibilidades a não haver custos quanto a alimentação, veterinário, transporte, compensações por ataques de lobos (e podem até mesmo representar uma expansão de fonte de alimento para os lobos), entre outros custos de gestão ou políticas. Poderão surgir, para o caso dos cavalos em regime doméstico, outros mecanismos e apoios financeiros do Governo de Portugal para desenvolvimento rural e povoamento rural, resiliência dos ecossistemas e prevenção dos fogos que contemplem o apoio a atividades agrícolas relacionadas com a herbivoria.

Prosseguindo, os objetivos das Soluções de Base Natural (SBN) incluem restaurar ecossistemas degradados, adaptar e mitigar as alterações climáticas, melhorar a gestão de risco e a resiliência dos ecossistemas (Stagakis, 2020). Alguns dos desafios e limitações institucionais e de aceitação pública para a disseminação das SBN e do pastoreio são:

- lidar com conflitos e diferentes interesses,

- perceber as hierarquias institucionais e as burocracias,
- lidar com a falta de apoio político,
- sentir o envolvimento como alto consumidor de tempo,
- perceber fraca transmissão de informação e baixa mobilização social,
- manter parcerias e colaborações duradouras.

Por outro lado, as oportunidades do pastoreio são também muitas:

- promover coesão social (através de trabalho em cooperação, partilha de experiências e aprendizagem mútua, como é o caso da Rewilding Portugal e ATN),
- adicionar valor ao capital social como é o caso da elevação do sentimento de orgulho local,
- aumentar a biodiversidade,
- dar contexto às funções dos ecossistemas,
- desenvolver iniciativas de educação ambiental,
- intensificar a aceitação pública,
- a confiança e o sentido de pertença,
- influenciar a inovação e aprendizagem sociais,
- beneficiar a multifuncionalidade,
- conectar as pessoas à natureza promovendo a visitação de espécies icónicas (como os cavalo Sorraia) e promovendo o turismo de natureza,
- estabelecer parcerias de longo-prazo para obtenção de financiamento,
- possibilitar aos cidadãos a contribuição financeira ou a participação através das suas experiências e envolvimento,
- prevenir conflitos,
- melhorar a providência de serviços de ecossistema.

Para finalizar, destaco o papel que os grandes herbívoros podem desempenhar em terrenos baldios. Muitas vezes, com a ausência de gestão nos baldios, existe uma elevada quantidade de biomassa acumulada. Nestes tipos de terrenos, o potencial do cavalo é enorme, pois os custos de gestão podem se aproximar bastante dos custos mínimos do pastoreio natural apresentados nesta tese. Além disso, seria economicamente incomportável contratar os serviços de sapadores florestais para a o controlo da biomassa nesses terrenos, com características de bens comuns.

Notas conclusivas

Os resultados alcançados do Valor Atualizado Líquido por hectare em 2020 para o Cenário 1 são meios mecânicos 1.076,53 € e pastoreio natural de 213,23 € a 6.614,85 €; para o Cenário 2 são meios mecânicos 6.997,41 € e pastoreio natural de 1.087,18 € a 11.880,56 €. Em ambos os cenários, o pastoreio natural realizado por cavalos é economicamente mais vantajoso do que o uso de meios mecânicos. Contudo, os fatores preponderantes nos custos, como o preço dos cavalos e a necessidade de colocação de vedações, podem tornar mais vantajoso o uso de meios mecânicos.

Qualquer proprietário ou entidade gestora de terrenos que pretenda introduzir cavalos, deverá ter uma estratégia de pastoreio natural e estratégia de encaminhamento de animais que se reproduzam, para que a propriedade não fique densamente populada de cavalos e/ou de outros herbívoros introduzidos. Iria gerar-se sobre-pastoreio como consequência, entre outros desafios e consequências negativas. Deve também existir uma gestão que abarque os princípios e estratégias de prevenção e mitigação dos fogos.

Neste momento, encontra-se a decorrer um estudo nas propriedades da Rewilding Portugal para apurar o fitovolume das plantas com os cavalos e sem os cavalos e assim validar cientificamente se os cavalos conseguiriam substituir a 100% o controlo da densidade excessiva em conjugação ou não com outros herbívoros.

A introdução de cavalos vs. uso de meios mecânicos, traz consequências ao nível do emprego na região. O efeito sobre o emprego na área silvopastoril é indeterminado e não foi alvo de estudo nesta tese, pelo que se deixa a sugestão de investigar este tópico mais aprofundadamente e avaliar os impactos sociais, nomeadamente, o emprego e desemprego no setor antes referido.

É importante ter presente que cada intervenção ou decisão política cria ganhadores e perdedores, porém, a perda de biodiversidade, a degradação dos ecossistemas, a tragédia dos serviços de ecossistemas ou o colapso dos grandes herbívoros a nível mundial, são temas que devem estar presentes nas tomadas de decisão, sob pena de os nossos descendentes não perdoarem os nossos atos recentes na história da Humanidade. Nesta senda, a Rewilding Portugal defende que seria importante existir uma estratégia nacional para Portugal de reintrodução de espécies em estado selvagem ou semisselvagem com linhas de orientação para o desenvolvimento desse trabalho.

Nos projetos de rewilding, garantir a conexão entre a tradição cultural e novas visões dinâmicas para o mundo é fundamental, pois esta conexão poderá ser a chave para aliar a sociedade aos desafios globais relacionados com o ambiente (P. Jepson et al., 2018). Haver legislação para

contemplar o cavalo como animal selvagem pode ter consequências positivas, mensuráveis e verificáveis, nos regimes de fogo e no combate às alterações climáticas. A avaliação do seu potencial económico mantém-se incerta (Cromsigt et al., 2018), apesar desta tese abrir caminhos em Portugal para futuras investigações neste campo.

O rewilding e o restauro ecológico estão juntos a caminhar para uma agenda comum de soluções baseadas na natureza e de provisão de serviços de ecossistema (P. R. Jepson, 2022). O trabalho realizado pela Rewilding Portugal tem já um reconhecimento público notório. Este projeto de restauro ecológico, com interesse turístico e de conservação da espécie Sorraia, pretende tornar o Grande Vale do Coa como um destino de excelência, especialmente no turismo de natureza. Pretende também estreitar os elos de ligação com as comunidades locais, enriquecer o orgulho local e abrir possibilidades de investigação, comunicação e inspiração da Natureza para a evolução da Humanidade (Rewilding Portugal, 2021c). Quem sabe até seja possível não só sonhar, mas concretizar a reconstrução de um corredor natural na bacia hidrográfica do rio Coa com o cavalo em estado selvagem, onde a grande migração de herbívoros volte a ocorrer. Esta é a visão de longo prazo (Ferreira & Gaudêncio, 2022). Para a Rewilding Portugal, poderá continuar a fazer sentido desenvolver este trabalho de acompanhamento dos cavalos Sorraia apesar dos custos elevados de gestão da manada, dado se tratar de um teste piloto numa relativa pequena área. Contudo, para os restantes proprietários, tal acompanhamento não se torna necessário. Os custos evitados serão potencialmente mais benéficos pela introdução de cavalos do que pelo uso de meios mecânicos para controlar a biomassa.

Referências Bibliográficas

AGIF. (2021). *Plano Nacional de Gestão Integrada de Fogos Rurais 20-30 - Programa nacional de ação*. <https://www.agif.pt/app/uploads/2022/02/Programa-Nacional-de-Ação.pdf>

AICS. (2006). *Associação Internacional de Criadores do Cavalo Ibérico de Tipo Primitivo - Sorraia*. AICS. http://www.aicsorraia.fc.ul.pt/origem_modelo.htm

Almendra, R., Mota, A., Costa, T., Santos, C., Antunes, J., Pacheco, S. M., & Cruz, A. (2019). Plano Municipal de Defesa da Floresta Contra Incêndios 2020-2029 Caderno I Diagnóstico. In *PMDFCI* (Vol. 16).

Arrow, K. J., Cropper, M. L., Gollier, C., Groom, B., Heal, G. M., Newell, R. G., Nordhaus, W. D., Pindyck, R. S., Pizer, W. A., Portney, P. R., Sterner, T., Tol, R. S. J., & Weitzman, M. L. (2014). Should governments use a declining discount rate in project analysis? *Review of Environmental Economics and Policy*, 8(2), 145–163. <https://doi.org/10.1093/reep/reu008>

Atkinson, G., Dietz, S., & Neumayer, E. (2007). *HANDBOOK OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT* (G. Atkinson, S. Dietz, & E. Neumayer (eds.)). Edward Elgar Publishing.

Aubanel, H. (1963). *The white horses of the Camargue*. *African Journal of Range & Forage Science*. <https://doi.org/10.2989/10220110509485863>

Auer, U., Kelemen, Z., Engl, V., & Jenner, F. (2021). Activity time budgets - a potential tool to monitor equine welfare? *Animals*, 11(3), 1–14. <https://doi.org/10.3390/ani11030850>

Avsec, U., De Buysscher, D., Herremans, B., de Leeuw, D., de Leeuw, E., Kilkis, S., Nikolakopoulos, K., Tam, R., van Veen, T., & Vermeulen, A. (2017). *Baseline Report - Biodiversity in standards and labels for the food sector* (Issue September).

Barnes, A. (2014). *Rare Horses Released In Spain As Part Of “Rewilding” Effort*. *Habitat For Horses*. <https://www.habitatforhorses.org/rare-horses-released-in-spain-as-part-of-rewilding-effort/>

Barrera, C. B., Beltrán, M. F., & Camacho, A. (2011). Evaluación de los tipos operativos de ecosistemas. In *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España* (pp. 545–599).

Bassett, P. A. (1980). Some effects of grazing on vegetation dynamics in the Camargue, France. *Vegetatio*, 43(3), 173–184. <https://doi.org/10.1007/BF00158747>

Bateman, I. J., Mace, G. M., Fezzi, C., Atkinson, G., & Turner, K. (2011). Economic analysis for ecosystem service assessments. *Environmental and Resource Economics*, 48(2), 177–218. <https://doi.org/10.1007/s10640-010-9418-x>

Benayas, J. M. R., Martins, A., Nicolau, J. M., & Schulz, J. J. (2007). Abandonment of agricultural land: An overview of drivers and consequences. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 2(057). <https://doi.org/10.1079/PAVSNR20072057>

Bezdicikova, D., Helmer, W., van der Plas, F., Rouet-Leduc, J., Moreira, F., Fagúndez, J., Lagos, L., Cortés, J. A., Canastra, F., Pacheco, C., Burger, K., Krmpotic, D., Nesterenko, M., Dyakov, O., Miksyte,

E., Morkvenas, Z., Rauhut, J., Bakker, L., Blom, E., ... Helmer, J. (2021a). *GRAZELIFE LAYMAN'S REPORT 2021*. 16.

Bezdicikova, D., Helmer, W., van der Plas, F., Rouet-Leduc, J., Moreira, F., Fagúndez, J., Lagos, L., Cortés, J. A., Canastra, F., Pacheco, C., Burger, K., Krmpotic, D., Nesterenko, M., Dyakov, O., Miksyte, E., Morkvenas, Z., Rauhut, J., Bakker, L., Blom, E., ... Helmer, J. (2021b). *GRAZELIFE REPORT 2021*. 16.

Blondel, J. (2006). The “design” of Mediterranean landscapes: A millennial story of humans and ecological systems during the historic period. *Human Ecology*, 34(5), 713–729. <https://doi.org/10.1007/s10745-006-9030-4>

Bowman, D. M. J. S., Balch, J. K., Artaxo, P., Bond, W. J., Carlson, J. M., Cochrane, M. A., D’Antonio, C. M., DeFries, R. S., Doyle, J. C., Harrison, S. P., Johnston, F. H., Keeley, J. E., Krawchuk, M. A., Kull, C. A., Marston, J. B., Moritz, M. A., Prentice, I. C., Roos, C. I., Scott, A. C., ... Pyne, S. J. (2009). Fire in the earth system. *Science*, 324(5926), 481–484. <https://doi.org/10.1126/science.1163886>

Boyce, P. N., & McLoughlin, P. D. (2021). Ecological Interactions Involving Feral Horses and Predators: Review with Implications for Biodiversity Conservation. *Journal of Wildlife Management*, 85(6), 1091–1103. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21995>

Bradshaw, R. H. W., Hannon, G. E., & Lister, A. M. (2003). A long-term perspective on ungulate-vegetation interactions. *Forest Ecology and Management*, 181(1–2), 267–280. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00138-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00138-5)

Bugalho, M. (2008). O pastoreio como ferramenta de gestão de habitat: Prevenção de incêndios rurais. In M. B. Moreira & I. S. Coelho (Eds.), *A Silvopastorícia na prevenção de fogos rurais* (pp. 61–76). ISAPress.

Carver, S., Convery, I., Hawkins, S., Beyers, R., Eagle, A., Kun, Z., Van Maanen, E., Cao, Y., Fisher, M., Edwards, S. R., Nelson, C., Gann, G. D., Shurter, S., Aguilar, K., Andrade, A., Ripple, W. J., Davis, J., Sinclair, A., Bekoff, M., ... Soulé, M. (2021). Guiding principles for rewilding. *Conservation Biology*, 35(6), 1882–1893. <https://doi.org/10.1111/cobi.13730>

Catry, F. X., Bugalho, M. N., & Silva, J. S. (2010). *Gestão da vegetação pós-fogo* (Issue May 2014).

Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320(5882), 1458–1460. <https://doi.org/10.1126/science.1155365>

Chee, Y. E. (2004). An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation*, 120(4), 549–565. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.028>

Claudino-Sales, V. (2019). Coastal World Heritage Sites. In C. W. Finkl (Ed.), *Coastal Research Library* (Vol. 28). Springer. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-94-024-1528-5>

CoaParque. (2022). *Museu - Côa Parque*. <https://arte-coa.pt/museu/>

Conselho de Ministros. (2020). Resolução do Conselho de Ministros n.º 45-A/2020, de 16 de Junho. *Diário Da República n.º 115/2020, 1º Suplemento, Série I de 2020-06-16, Páginas 2 - 145, 2, 2–145*.

Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., &

Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, 28, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>

Costanza, R., Kubiszewski, I., Ervin, D., Bluffstone, R., Boyd, J., Brown, D., Chang, H., Dujon, V., Granek, E., Polasky, S., Shandas, V., & Yeakley, A. (2011). Valuing ecological systems and services. *F1000 Biology Reports*, 3(1), 1–6. <https://doi.org/10.3410/B3-14>

Cromsigt, J. P. G. M., Beest, M. Te, Kerley, G. I. H., Landman, M., Roux, E. Le, & Smith, F. A. (2018). Trophic rewilding as a climate change mitigation strategy? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 373(1761). <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0440>

Cunha, M. (2004). *Comportamento Social do Cavalo do Sorraia em Regime Extensivo* [Instituto Superior de Psicologia Aplicada]. <https://www.proquest.com/openview/481146909a6dff365ec8a515fd5a88af/1?pq-origsite=gscholar&cbl=2026366&diss=y>

Dasgupta, P., Levin, S., & Lubchenco, J. (2000). Economic pathways to ecological sustainability. *BioScience*, 50(4), 339–345. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0339:EPTES\]2.3.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0339:EPTES]2.3.CO;2)

de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L. C., ten Brink, P., & van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>

de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>

Deserto, J., & Pereira, S. da H. M. (2016). *Estrabão, Geografia. Livro iii. Introdução, tradução do grego e notas* (C. Soares & J. P. Gomes (eds.)). IMPRENSA DA UNIVERSIDADE DE COIMBRA. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.14195/978-989-26-1226-3>

Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Nick, J. B., & Collen, B. (2014). Defaunation in the antropocene_dirzo2014.pdf. *Science*, 345(6195), 401–406. <http://science.sciencemag.org/content/345/6195/401.short>

Donovan, G. H., & Brown, T. C. (2008). Estimating the Avoided Fuel-Treatment Costs of Wildfire. *Western Journal of Applied Forestry*, 23(4), 197–201.

Dopazo, C., Lahiguera, A. E., Suárez, J., Martínez, V., Robles, A. B., & González-Rebollar, J. L. (2012). Comparación de costes de control del matorral con desbroce y pastoreo de ganado caprino en un área cortafuegos de la Comunitat Valenciana. *Nuevos Retos de La Ganadería Extensiva: Un Agente de Conservación En Peligro de Extinción*, 37–43.

Dumitru, A., & Wendling, L. (2021). *NATURE BASED SOLUTIONS A Handbook for Practitioners*. <https://doi.org/10.2777/244577>

Duncan, P. (1983). Determinants of the Use of Habitat by Horses in a Mediterranean Wetland.

The Journal of Animal Ecology, 52(1), 93–109. <https://doi.org/10.2307/4590>

Duncan, P. (1992). The Horses and the Camargue Horses. In *Horses and Grasses - The nutritional ecology of equids and their impact in the Camargue* (1st ed.). Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2770-0>

EEA. (2021). *Nature-based solutions in Europe: Policy, knowledge and practice for climate change adaptation and disaster risk reduction* (Issue 01). <https://doi.org/10.2800/919315>

European Commission. (2014). Guide to Cost-benefit Analysis of Investment Projects: Economic appraisal tool for Cohesion Policy 2014-2020. In *Publications Office of the European Union* (Issue December). <https://doi.org/10.2776/97516>

Fagúndez, J., Cortés-Vázquez, A. J., Lagos, L., & Canastra, F. (2021). *GALICIA AREA REPORT AND CASE STUDY FOR GRAZELIFE*.

Farley, J., & Costanza, R. (2010). Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecological Economics*, 69(11), 2060–2068. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.06.010>

Fernandes, P. M. (2013). Fire-smart management of forest landscapes in the Mediterranean basin under global change. *Landscape and Urban Planning*, 110(1), 175–182. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.014>

Ferreira, N., & Gaudêncio, R. (2022). Em busca da grande migração de herbívoros no vale do Côa. *Público*, 28 de maio. <https://www.publico.pt/2022/05/28/azul/reportagem/busca-migracao-herbivoros-vale-coa-2008015>

Fisher, B., Turner, K., Zylstra, M., Brouwer, R., De Groot, R., Farber, S., Ferraro, P., Green, R., Hadley, D., Harlow, J., Jefferiss, P., Kirkby, C., Morling, P., Mowatt, S., Naidoo, R., Paavola, J., Strassburg, B., Yu, D., & Balmford, A. (2008). Ecosystem services and economic theory: Integration for policy-relevant research. *Ecological Applications*, 18(8), 2050–2067. <https://doi.org/10.1890/07-1537.1>

Fleurance, G., Duncan, P., Fritz, H., Cabaret, J., Cortet, J., & Gordon, I. J. (2007). Selection of feeding sites by horses at pasture: Testing the anti-parasite theory. *Applied Animal Behaviour Science*, 108(3–4), 288–301. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2006.11.019>

Fleurance, G., Duncan, P., Fritz, H., Cabaret, J., & Gordon, I. J. (2005). Importance of nutritional and anti-parasite strategies in the foraging decisions of horses: An experimental test. *Oikos*, 110(3), 602–612. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13428.x>

Florio, M. (2006). Cost-benefit analysis and the European Union Cohesion fund: On the social cost of capital and labour. *Regional Studies*, 40(2), 211–224. <https://doi.org/10.1080/00343400600600579>

Fosu-asante, D., Ramos-font, M. E., & Fosu-asante, D. (2019). *INTEGRATED COST-BENEFIT ANALYSIS OF NATURE CONSERVATION AND SHEEP HERDING IN THE SIERRA DE MARIA-LOS VELEZ NATURAL PARK, SOUTH-EASTERN SPAIN Integrated Cost-Benefit Analysis of nature conservation and sheep herding in the Sierra de Maria-Los Velez Natura*.

Fraga, H. (2020). *CoaClimateRisk – O impacto das alterações climáticas e medidas de adaptação para as principais culturas agrícolas na região do Vale do Côa*. Rede Rural. <https://inovacao.rederural.gov.pt/projetos/alteracoes-climaticas/26-alteracoes-climaticas-riaac-agri/1061-coaclimaterisk-o-impacto-das-alteracoes-climaticas-e-medidas-de-adaptacao-para-as-principais-culturas-agricolas-na-regiao-do-vale-do-coa>

Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P. L., & Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69(6), 1209–1218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>

Gómez-Baggethun, E., & Muradian, R. (2015). In markets we trust? Setting the boundaries of Market-Based Instruments in ecosystem services governance. *Ecological Economics*, 117, 217–224. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.03.016>

Gordon, I. J., Prins, H. H. T., Venter, J. A., Vermeulen, M. M., & Brooke, C. F. (2020). The Ecology of Browsing and Grazing II. In H. H. T. Gordon, Iain J.; Prins (Ed.), *Ecological Studies* (Vol. 37, Issue 2). Springer Nature Switzerland AG. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-030-25865-8> ©

Guenni, L. B. De, Cardoso, M., Ebi, K. L., & Valdes, J. B. (2005). *Regulation of Natural Hazards : Floods and Fires*. January.

Harrington, R., Anton, C., Dawson, T. P., de Bello, F., Feld, C. K., Haslett, J. R., Kluvánková-Oravská, T., Kontogianni, A., Lavorel, S., Luck, G. W., Rounsevell, M. D. A., Samways, M. J., Settele, J., Skourtos, M., Spangenberg, J. H., Vandewalle, M., Zobel, M., & Harrison, P. A. (2010). Ecosystem services and biodiversity conservation: Concepts and a glossary. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2773–2790. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9834-9>

Hernández-Blanco, M., & Costanza, R. (2018). *The Routledge Handbook of Agricultural Economics* (G. L. . Cramer, K. P. . Paudel, & A. Schmitz (eds.); 1st ed.). Routledge Handbooks. <https://doi.org/https://doi.org/10.4324/9781315623351>

Horsetalk.co.nz. (2014). *Ancient horse breed released into western Spain*. Horsetalk.Co.Nz. <https://www.horsetalk.co.nz/2014/01/11/ancient-horse-breed-released-western-spain/>

Huete, C. (2021). El desplome del ancestral ecosistema de los caballos salvajes en Galicia. *El País*. <https://elpais.com/clima-y-medio-ambiente/2021-12-10/el-desplome-del-ancestral-ecosistema-de-los-caballos-salvajes-en-galicia.html> 1/8

IPBES. (2018). *The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia*.

IPBES. (2019). Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services. In *Global Assessment Summary for Policymakers*. https://ipbes.net/system/tdf/ipbes_global_assessment_report_summary_for_policymakers.pdf?file=1&type=node&id=35329

IPCC. (2021). Summary for policymakers. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on*

Climate Change (pp. 3–32). Cambridge University Press.
<https://doi.org/10.1017/CBO9781139177245.003>

Jepson, P. R. (2022). To capitalise on the Decade of Ecosystem Restoration, we need institutional redesign to empower advances in restoration ecology and rewilding. *People and Nature, February 2021*, 1–10. <https://doi.org/10.1002/pan3.10320>

Jepson, P., Schepers, F., & Helmer, W. (2018). Governing with nature: A European perspective on putting rewilding principles into practice. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 373(1761). <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0434>

Johnson, C. N., Prior, L. D., Archibald, S., Poulos, H. M., Barton, A. M., Williamson, G. J., & Bowman, D. M. J. S. (2018). Can trophic rewilding reduce the impact of fire in a more flammable world? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 373(1761). <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0443>

Keesstra, S., Nunes, J., Novara, A., Finger, D., Avelar, D., Kalantari, Z., & Cerdà, A. (2018). The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 610–611, 997–1009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.077>

Korb, J., & Heinze, J. (2008). Ecology of Social Evolution. In *Ecology of Social Evolution*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-75957-7>

Kremen, C., & Ostfeld, R. S. (2005). A call to ecologists: Measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(10), 540–548. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2005\)003\[0540:ACTEMA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0540:ACTEMA]2.0.CO;2)

Lant, C. L., Ruhl, J. B., & Kraft, S. E. (2008). The tragedy of ecosystem services. *BioScience*, 58(10), 969–974. <https://doi.org/10.1641/B581010>

Linnartz, L., & Meissner, R. (2014). *Rewilding horses in Europe*.

López López, C., Ferreira, L. M. M., García, U., Moreno-Gonzalo, J., Rodrigues, M. A. M., Osoro, K., Ferre, I., & Celaya, R. (2017). Diet selection and performance of horses grazing on different heathland types. *Animal*, 11(10), 1708–1717. <https://doi.org/10.1017/S1751731117000465>

Lorimer, J., Sandom, C., Jepson, P., Doughty, C., Barua, M., & Kirby, K. J. (2015). Rewilding: Science, Practice, and Politics. *Annual Review of Environment and Resources*, 40, 39–62. <https://doi.org/10.1146/annurev-enviro-102014-021406>

Luís, C., Cothran, E. G., & Oom, M. D. M. (2007). Inbreeding and genetic structure in the endangered Sorraia horse breed: Implications for its conservation and management. *Journal of Heredity*, 98(3), 232–237. <https://doi.org/10.1093/jhered/esm009>

MacDonald, D., Crabtree, J. R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez Lazpita, J., & Gibon, A. (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59(1), 47–69. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0335>

Maes, J., & Jacobs, S. (2017). Nature-Based Solutions for Europe's Sustainable Development. *Conservation Letters*, 10(1), 121–124. <https://doi.org/10.1111/conl.12216>

Martín-López, B., García-Llorente, M., Palomo, I., & Montes, C. (2011). The conservation against development paradigm in protected areas: Valuation of ecosystem services in the Doñana social-ecological system (southwestern Spain). *Ecological Economics*, 70(8), 1481–1491. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.03.009>

Menard, C., Duncan, P., Fleurance, G., Georges, J. Y., & Lila, M. (2002). Comparative foraging and nutrition of horses and cattle in European wetlands. *Journal of Applied Ecology*, 39(1), 120–133. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00693.x>

Mendelsohn, R., & Olmstead, S. (2009). The economic valuation of environmental amenities and disamenities: Methods and applications. *Annual Review of Environment and Resources*, 34, 325–347. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-011509-135201>

Merino, J. ., & Vicente, A. . M. (1981). BIOMASS , PRODUCTIVITY AND SUCCESSION IN THE SCRUB OF THE DONANA BIOLOGICAL RESERVE IN SOUTHWEST SPAIN. In M. NS & H. Mooney (Eds.), *Components of Productivity of Mediterranean-Climate Regions - Basic and Applied Aspects*. Dr W. Junk.

Mésochina, P., Martin-Rosset, W., Peyraud, J. L., Duncan, P., Micol, D., & Boulot, S. (1998). Prediction of the digestibility of the diet of horses: Evaluation of faecal indices. *Grass and Forage Science*, 53(2), 189–196. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2494.1998.5320189.x>

Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis* (Issue March).

Munang, R., Thiaw, I., Alverson, K., Liu, J., & Han, Z. (2013). The role of ecosystem services in climate change adaptation and disaster risk reduction. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(1), 47–52. <https://doi.org/10.1016/J.COSUST.2013.02.002>

Murphy, M. D., & González-Faraco, J. C. (2006). Herencia cultural, identidad social y espectáculo en Doñana: el caso de las yeguas de las marismas. In J. F. Ojeda Rivera, J. C. G. Farazo, & A. L. Ontiveros (Eds.), *Doñana en la cultura contemporánea* (pp. 127–170). Ministerio de Medio Ambiente. <https://www.researchgate.net/publication/281589759%0AMichael>

Murphy, M. D., & González Faraco, J. C. (2002). Las yeguas marismeñas de Doñana: naturaleza, tradición e identidades sociales en un espacio protegido. *Revista de Dialectología y Tradiciones Populares*, 57(2), 5–40. <https://doi.org/10.3989/rdtp.2002.v57.i2.172>

Novara, A., Gristina, L., Keesstra, S., Pereira, P., & Cerda, A. (2017). Rewilding as nature based solution in land management. *19th EGU General Assembly, EGU 2017, Proceedings from the Conference Held 23-28 April, 2017 in Vienna, Austria., p.19011, 19, 19011.* <http://adsabs.harvard.edu/abs/2017EGUGA..1919011N>

OECD. (2003). City and Regional Investment. In *Private Finance and Economic Development* (p. 225). OECD Publications. <https://doi.org/https://doi.org/10.1787/9789264034860-en>

Osoro, K., Ferreira, L. M. M., García, U., Martínez, A., & Celaya, R. (2017). Forage intake, digestibility and performance of cattle, horses, sheep and goats grazing together on an improved heathland. *Animal Production Science*, 57(1), 102–109. <https://doi.org/10.1071/AN15153>

Ostrom, E. (1999). Coping with tragedies of the commons. *Annual Review of Political Science*, 2(1968), 493–535. <https://doi.org/10.1146/annurev.polisci.2.1.493>

Pascual-Barea, J. (2014). *Equiferus Hispanus o cebro ibérico : El caballo salvaje de la Península Ibérica desde la Antigüedad a Época Moderna*.

Pearce, D., Atkinson, G., & Mourato, S. (2006). Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments. In *OECD*.

Pearce, David, Atkinson, G., & Mourato, S. (2006). Cost-Benefit Analysis and the Environment RECENT DEVELOPMENTS. In *OCDE*. OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/9789264010055-12-en>

Pereira, C., & Carreira, A. (2021). *Plano Municipal de Defesa da Floresta Contra Incêndios do Sabugal (2021-2030) Caderno I Diagnóstico*. <https://www.cm-sabugal.pt/wp-content/uploads/2021/05/CADERNO-I-SABUGAL-V04.pdf>

Pereira, H. M., & Navarro, L. M. (2015). Maintaining Disturbance-Dependent Habitats. *Rewilding European Landscapes*, 1–227. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-12039-3>

Pereira, H., Navarro, L., & Martins, I. (2012). Global biodiversity change: The Bad, the good, and the unknown. *Annual Review of Environment and Resources*, 37, 25–50. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-042911-093511>

Perino, A., Pereira, H. M., Navarro, L. M., Fernández, N., Bullock, J. M., Ceaşu, S., Cortés-Avizanda, A., Van Klink, R., Kuemmerle, T., Lomba, A., Pe'er, G., Plieninger, T., Benayas, J. M. R., Sandom, C. J., Svenning, J. C., & Wheeler, H. C. (2019). Rewilding complex ecosystems. *Science*, 364(6438). <https://doi.org/10.1126/science.aav5570>

Pindyck, R. S. (2007). Uncertainty in Environmental Economics. *Review of Environmental Economics and Policy*, 1(1), 45–65. <https://doi.org/10.1093/reep/rem002>

Pinheiro, M., Kjollerström, H. J., & Oom, M. M. (2013). Genetic diversity and demographic structure of the endangered Sorraia horse breed assessed through pedigree analysis. *Livestock Science*, 152(1), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2012.11.017>

Radoi, I. E., Mann, J., & Arvind, D. K. (2015). Tracking and monitoring horses in the wild using wireless sensor networks. *2015 IEEE 11th International Conference on Wireless and Mobile Computing, Networking and Communications, WiMob 2015*, 732–739. <https://doi.org/10.1109/WiMOB.2015.7348035>

Ransom, J. I., & Kaczensky, P. (2016). *Wild Equids: Ecology, Management, and Conservation*. Johns Hopkins University Press. <https://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&AuthType=ip,shib&db=e000xww&AN=1083516&lang=pt-pt&site=eds-live&scope=site>

Rewilding Europe. (2013). *Second herd of wild Retuerta horses released in Western Iberia*.

Rewilding Europe. <https://rewildingeuropa.com/news/second-herd-of-wild-retuerta-horses-released-in-western-iberia/>

Rewilding Europe. (2022a). *New rewilding site within the Greater Coa Valley improves connectivity*. Rewilding Europe. <https://rewildingeuropa.com/news/new-rewilding-site-within-the-greater-coa-valley-improves-connectivity/>

Rewilding Europe. (2022b). *Rewilding landscapes*. <https://rewildingeuropa.com/areas/>

Rewilding Portugal. (2021a). *A chegada dos Sorraias ao Grande Vale do Côa*. Comunidade Cultura e Arte. <https://comunidadeculturaearte.com/a-chegada-dos-sorraias-ao-grande-vale-do-coa/>

Rewilding Portugal. (2021b). *Uma nova visão para o Grande Vale do Côa*. Comunidade Cultura e Arte. <https://comunidadeculturaearte.com/uma-nova-visao-para-o-grande-vale-do-coa/>

Rewilding Portugal. (2021c). *Wild 2021 - The year of the Sorraia*. <https://www.docdroid.net/8srpy9i/rp-2021-inkl-final-1-1-pdf#page=3>

Rewilding Portugal. (2022a). *GRANDE VALE DO CÔA*. <https://rewilding-portugal.com/pt/oeste-iberico/>

Rewilding Portugal. (2022b). *PROJETOS A DECORRER*. <https://rewilding-portugal.com/pt/projetos-a-decorrer/>

Ripple, W. J., Newsome, T. M., Wolf, C., Dirzo, R., Everatt, K. T., Galetti, M., Hayward, M. W., Kerley, G. I. H., Levi, T., Lindsey, P. A., Macdonald, D. W., Malhi, Y., Painter, L. E., Sandom, C. J., Terborgh, J., & Van Valkenburgh, B. (2015). Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances*, 1(4). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400103>

Rivera, Juan F. Ojeda, & Díaz, J. V. (2012). La Doñana contada. País y paisajes de Doñana en la novela contemporánea. *Ería*, 89, 231–256. <https://reunido.uniovi.es/index.php/RCG/article/view/9810>

Rouet-Leduc, J., Pe'er, G., Moreira, F., Bonn, A., Helmer, W., Shamsavan Zadeh, S. A. A., Zizka, A., & van der Plas, F. (2021). Effects of large herbivores on fire regimes and wildfire mitigation. *Journal of Applied Ecology*, 58(12), 2690–2702. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13972>

Ruiz-Mirazo, J., Robles, A. B., & González-Rebollar, J. L. (2011). Two-year evaluation of fuelbreaks grazed by livestock in the wildfire prevention program in Andalusia (Spain). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 141(1–2), 13–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.002>

Sachs, J. D. (2015). INTRODUCTION TO SUSTAINABLE DEVELOPMENT. In *The Age of Sustainable Development*. Columbia University Press. <https://doi.org/10.1108/IJSE-08-2016-0224>

Santos, M. (2022). Animais herbívoros. In *Biologia Net* (pp. 1–5). <https://www.biologianet.com/zoologia/animais-herbivoros.htm>

Santos, R. F., Antunes, P., Carvalho, C. R., & Aragão, A. (2019). *Nova Política para a Provisão e Remuneração de Serviços dos Ecossistemas em Espaços Rurais - O Problema, a Política e a Implementação*. <https://www.fundoambiental.pt/ficheiros/nova-politica-para-a-provisao-e-remuneracao-de-servicos-dos-ecossistemas-em-espacos-rurais-em-portugal-o-problema-a-politica-e>

a-implementacao-pdf.aspx

Schowalter, T. (2011). *Insect Ecology - an Ecosystem Approach* (2nd ed., Issue 2006). Academic Press. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-381351-0/00012-3>

Schweiger, A. H., Boulangeat, I., Conradi, T., Davis, M., & Svenning, J. C. (2019). The importance of ecological memory for trophic rewilding as an ecosystem restoration approach. *Biological Reviews*, *94*(1), 1–15. <https://doi.org/10.1111/brv.12432>

Seddon, N., Smith, A., Smith, P., Key, I., Chausson, A., Girardin, C., House, J., Srivastava, S., & Turner, B. (2021). Getting the message right on nature-based solutions to climate change. *Global Change Biology*, *27*(8), 1518–1546. <https://doi.org/10.1111/gcb.15513>

Selvaggio, L. (2018). *Sorraia Horse*. PetGuide.Com. <https://www.petguide.com/breeds/horse/sorraia-horse/>

Sikorska, D., Ciężkowski, W., Babańczyk, P., Chormański, J., & Sikorski, P. (2021). Intended wilderness as a Nature-based Solution: Status, identification and management of urban spontaneous vegetation in cities. *Urban Forestry and Urban Greening*, *62*(February). <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127155>

Sil, Â., Fernandes, P. M., Rodrigues, A. P., Alonso, J. M., Honrado, J. P., Perera, A., & Azevedo, J. C. (2019). Farmland abandonment decreases the fire regulation capacity and the fire protection ecosystem service in mountain landscapes. *Ecosystem Services*, *36*(June 2018), 100908. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100908>

Stagakis, S. (2020). *NATURE BASED SOLUTIONS Handbook*. 730338.

Sternberg, E. (1996). Recuperating from Market Failure: Planning for Biodiversity and Technological Competitiveness. *Public Administration Review*, *56*(1), 21–29. <https://doi.org/10.2307/3110050>

Svenning, J. C. (2020). Rewilding should be central to global restoration efforts. *One Earth*, *3*(6), 657–660. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.11.014>

TEEB. (2010). The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations. In P. Kumar (Ed.), *Environment and Development Economics* (2010th ed., Vol. 16, Issue 2). Earthscan. <https://doi.org/10.1017/s1355770x11000088>

Teillard, F., Anton, A., Dumont, B., Finn, J. A., Henry, B., Souza, D. M., Manzano, P., Milà i Canals, L., Phelps, C., Said, M., Vijn, S., & White, S. (2016). A review of indicators and methods to assess biodiversity. *Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership*, 150.

Turner, M. G. (1998). Landscape ecology, living in a mosaic. In S. I. . et al Dodson (Ed.), *Ecology* (pp. 78–122). Oxford University Press.

UN. (2015). TRANSFORMING OUR WORLD: THE 2030 AGENDA FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT. In *A/RES/70/1*. United Nations. <https://doi.org/10.1201/b20466-7>

UNEP. (2020). Ten impacts of the Australian bushfires. In *News, Stories & Speeches story*. <https://www.unep.org/news-and-stories/story/ten-impacts-australian-bushfires>

Van Hecken, G., & Bastiaensen, J. (2010). Payments for ecosystem services: Justified or not? A political view. *Environmental Science and Policy*, 13(8), 785–792. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.09.006>

Varela-Redondo, E., Calatrava-Requena, J., Ruiz-Mirazo, J., Jiménez-Piano, R., & Luis González-Rebollar, J. (2008). El pastoreo en la prevención de incendios forestales: análisis comparado de costes evitados frente a medios mecánicos de desbroce de la vegetación. *Pequeños Rumiantes*, 9(3), 12–20.

Veríssimo, D. (2022). *Pode o Cavalo Selvagem voltar a Portugal?* WILDER. <https://www.wilder.pt/naturalistas/pode-o-cavalo-selvagem-voltar-a-portugal/>

Wang, S., & Seabloom, E. W. (2021). *Nutrients and herbivores impact grassland stability across multiple spatial scales through different pathways.* June. <https://doi.org/10.22541/au.161857765.57235534/v1>

Westman, W. E. (1978). *Measuring the Inertia and Resilience of Ecosystems* (11th ed.). BioScience. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/1307321>

Wunder, S. (2005). Payments for environmental services: some nuts and bolts. In *Center for International Forestry Research CIFOR* (Issue 42). <https://doi.org/10.17528/cifor/001765>

ANEXOS

ANEXO A – Matriz de beneficiação 2015/2016 COAF

COMISSÃO DE
ACOMPANHAMENTO
DAS OPERAÇÕES
FLORESTAIS



MATRIZ DE BENEFICIAÇÃO
2015/2016



OPERAÇÕES MISTAS

referência : 1 hectare

TIPO DE OPERAÇÃO	OBSERVAÇÕES	CUSTO MÍNIMO (Euros)				CUSTO MÁXIMO (Euros)			
		jorna/ha	jorna	custo/ha	condições de trabalho	jorna/ha	jorna	custo/ha	condições de trabalho
Controlo da vegetação espontânea na linha ou de forma localizada	mão de obra especializada, incluindo equipamento	0,50	95,84	47,92	a)declive de 0 a 5 % b)grau de pedregosidade < a 10 % c)vegetação herbácea e/ou arbustiva c/ h < a 0,5 m d)nº de linhas/ha < a 15 ou área a intervir < a 15%	6	95,84	575,04	a)declive > a 25 % b)grau de pedregosidade > a 50 % c)vegetação herbácea e/ou arbustiva c/ h > a 1,5 m d)nº de linhas/ha > a 25 ou área intervir > a 25%
Controlo da vegetação espontânea total	mão de obra especializada, incluindo equipamento	4	95,84	383,36	a)declive de 0 a 5 % b)grau de pedregosidade < a 10 % c)vegetação herbácea e/ou arbustiva c/ h < a 0,5 m	12	95,84	1150,08	a)declive > a 25 % b)grau de pedregosidade > a 50 % c)vegetação herbácea e/ou arbustiva c/ h > a 1,5 m
Controlo das plantas lenhosas invasoras (corte)	mão de obra especializada incluindo equipamento para densidades < a 3000 plantas invasoras/ha a área a intervir deve ser calculada referenciando-a a esta densidade - árvores jovens	3	95,84	287,52	a)declive de 0 a 5 % b)grau de pedregosidade < a 10 % c)plantas invasoras c/ h < a 0,5m d)nº de plantas invasoras/ha > a 10 000	6	95,84	575,04	a)declive > a 25 % b)grau de pedregosidade > a 50 % c)plantas invasoras c/ h > a 1,5m d)nº de plantas invasoras/ha > a 20 000
Controlo de densidade excessiva	mão de obra especializada, incluindo equipamento - árvores jovens	1	95,84	95,84	a)declive de 0 a 5 % b)grau de pedregosidade < a 10 % c)vegetação herbácea e/ou arbustiva c/ h < a 0,5 m d) nº de plantas/ha < a 3 000 e) plantas c/ h < a 1 m	12	95,84	1150,08	a)declive > a 25 % b)grau de pedregosidade > a 50 % c) vegetação herbácea e/ou arbustiva c/ h > a 1,5 m d) nº de plantas/ha > a 10 000 e) plantas c/ h > a 2 m

ANEXO B – Custos detalhados da introdução de cavalos

Tema	#	Descrição	Custo unit. Mínimo	Custo unit. Máximo	Custo Rewilding PT	Qtd (Cap carga=1/10ha)	Qtd (Cap carga=14/10ha)	Qtd Rewilding PT	Custo Mín Total 1/10ha	Custo Máx Total 1/10ha	Custo Mín Total 14/10ha	Custo Máx Total 14/10ha	Custo Máx Rewilding PT	Fonte
A. Preparação da manada e do terreno (3 meses)	A.1	Coleiras GPS	179,95 €	179,95 €	120,00 €	1	1	8	179,95 €	179,95 €	179,95 €	179,95 €	960,00 €	https://digitanimal.pt/producto/localizador-gps-para-cavalos/
	A.2	Cavalos	200,00 €	3.500,00 €	3.000,00 €	1	14	19	200,00 €	3.500,00 €	2.800,00 €	49.000,00 €	57.000,00 €	Preços do Garrano - Chamada telefónica Assoc. Criadores Garranos Preços do Sorraia-Conversa com funcionários da Quinta do Pisão
	A.3	Burocracia - Documentos de propriedade	2,00 €	2,00 €	2,00 €	1	14	19	2,00 €	2,00 €	28,00 €	28,00 €	38,00 €	Rewilding Portugal/DGAV
	A.4	Vedações	0,00 €	5,49 €	1,63 €	2200	2200	3210	0,00 €	12.078,00 €	0,00 €	12.078,00 €	5.232,30 €	Fornecedores locais (Guarda) Rewilding Portugal - 1,63€/m Fornecedores locais (Cascais) Quinta do Pisão - 5,49€/m
	A.5	Fontes de água	0,00 €	2.889,00 €	600,00 €	1	1	3	0,00 €	2.889,00 €	0,00 €	2.889,00 €	1.800,00 €	Rewilding Portugal - Operadores locais (Guarda)
SUBTOTAL									381,95 €	18.648,95 €	3.007,95 €	64.174,95 €	65.030,30 €	
B. Pré-libertação dos cavalos (1 semana)	B.1	Vedações provisórias	0,00 €	2,57 €	2,57 €	300	300	300	0,00 €	771,00 €	0,00 €	771,00 €	771,00 €	Rewilding Portugal - Fornecedores locais (Guarda)
	B.2	Alimentação	0,00 €	30,00 €	30,00 €	0,2	3	9	0,00 €	6,00 €	0,00 €	90,00 €	270,00 €	Rewilding Portugal - Fornecedores locais (Guarda)
	B.3	Gastos com saúde - visita veterinária	40,00 €	46,00 €	46,00 €	1	3	3	40,00 €	46,00 €	120,00 €	138,00 €	138,00 €	Veterinário em Aveiro (40€) e Veterinário da Rewilding (46€)
	B.4	Transporte dos animais	0,00 €	1.283,00 €	1.283,00 €	1	3	2	0,00 €	1.283,00 €	0,00 €	3.849,00 €	2.566,00 €	COSTA & BRANDÃO - WORLDWIDE, LDA
SUBTOTAL									40,00 €	2.106,00 €	120,00 €	4.848,00 €	3.745,00 €	
C. Gestão da manada (anual)	C.1	Análise genética	18,78 €	18,78 €	18,78 €	0	3	1	0,00 €	0,00 €	56,34 €	56,34 €	18,78 €	INIAV, DGAV, Veterinário da Rewilding
	C.2	Registo de novos animais	15,00 €	15,00 €	15,00 €	0	3	5	0,00 €	0,00 €	45,00 €	45,00 €	75,00 €	INIAV, DGAV, Veterinário da Rewilding
	C.3	Visita veterinária aos novos animais	40,00 €	46,00 €	46,00 €	0	3	1	0,00 €	0,00 €	120,00 €	138,00 €	46,00 €	Veterinário em Aveiro (40€) e Veterinário da Rewilding (46€)
	C.4	Alimentação suplementar - feno	0,00 €	30,00 €	30,00 €	1	20	24	0,00 €	30,00 €	0,00 €	600,00 €	720,00 €	Rewilding Portugal - Fornecedores locais (Guarda)
	C.5	Alimentação suplementar - sal	5,00 €	5,00 €	5,00 €	0	4	4	0,00 €	0,00 €	20,00 €	20,00 €	20,00 €	Rewilding Portugal - Fornecedores locais (Guarda)
	C.6	Gastos com saúde	40,00 €	46,00 €	46,00 €	1	3	3	40,00 €	46,00 €	120,00 €	138,00 €	138,00 €	Veterinário da Rewilding
	C.7	Mão-de-obra de gestão de terreno	0,00 €	75,54 €	75,54 €	52	52	52	0,00 €	3.928,08 €	0,00 €	3.928,08 €	3.928,08 €	Rewilding Portugal
	C.8	Mão-de-obra de gestão organizativa	0,00 €	112,50 €	112,50 €	26	26	26	0,00 €	2.925,00 €	0,00 €	2.925,00 €	2.925,00 €	Rewilding Portugal
	C.9	Deslocações ao terreno	0,00 €	0,32 €	0,32 €	4680	4680	4680	0,00 €	1.497,60 €	0,00 €	1.497,60 €	1.497,60 €	Rewilding Portugal
	C.10	Subscrição GPS anual (após 2ºano)	50,40 €	50,40 €	35,00 €	1	1	8	50,40 €	50,40 €	50,40 €	35,00 €	280,00 €	Rewilding Portugal https://digitanimal.pt/producto/localizador-gps-para-cavalos/
SUBTOTAL									90 €	8.477 €	412 €	9.383 €	9.648 €	
TOTAL (preparação, pré-libertação, gestão de 1 ano)									512 €	29.232 €	3.540 €	78.406 €	78.424 €	