



Cenários de gestão *fire-smart* da paisagem: impactes sobre o regime de fogo e a conservação da biodiversidade numa área protegida transfronteiriça

Silvana Daniela Pereira Pais

Mestrado em Ecologia e Ambiente

Departamento de Biologia

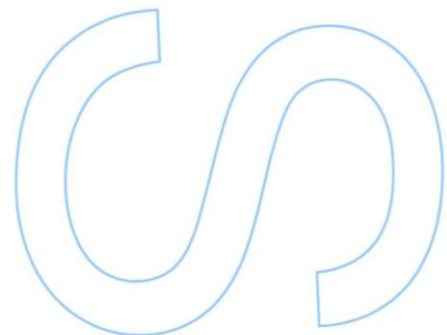
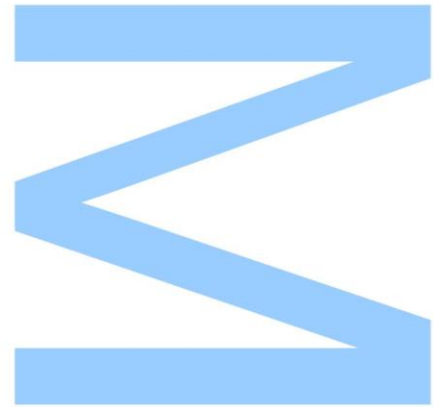
2019

Orientador

Adrián Regos, Departamento de Zooloxía, Xenética e Antropoloxía Física,
Universidade de Santiago de Compostela e CIBIO-InBIO, Universidade do Porto

Coorientador

João Honrado, Faculdade de Ciências e CIBIO-InBIO, Universidade do Porto

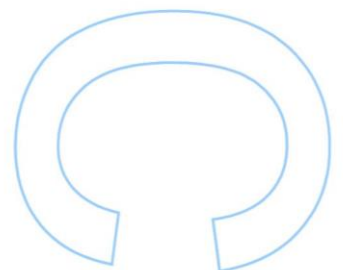
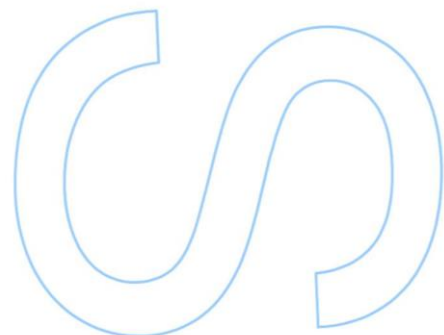
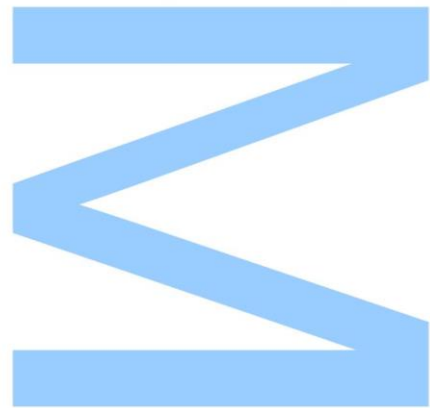




Todas as correções determinadas pelo júri, e só essas, foram efetuadas.

O Presidente do Júri,

Porto, ____/____/____



Agradecimentos

A concretização desta dissertação exigiu dedicação, empenho e sobretudo gosto pelo tema a desenvolver, mas isso não se deve única e exclusivamente à pessoa que o desenvolveu. É importante ter consciência que nenhum projeto resulta, apenas, da dedicação de uma pessoa, por isso agradeço a todas as pessoas que, de uma forma ou de outra, contribuíram para a concretização do mesmo, sem eles, dificilmente conseguiria um trabalho desta natureza.

Assim, em primeiro lugar, devo uma palavra de gratidão ao meu orientador Adrian Regos, pela atenção, pela ajuda e confiança depositada, por acreditar no meu trabalho e me apoiar incondicionalmente, por todos os conhecimentos que transmitiu, dentro e fora do tema, que foram essenciais para o sucesso deste projeto. Em seguida, quero agradecer ao meu coorientador e professor João Honrado por me apresentar este tema, por me acompanhar neste processo na definição de diretrizes e objetivos, como também pelo tempo despendido nas correções e nas sugestões que me ensinaram a melhorar cada vez mais.

Quero também agradecer aos elementos que fui conhecendo e contactando no CIBIO-InBIO, os quais me transmitiram horizontes, conhecimentos e experiências diversas que serviram de estímulo e aumentaram o meu interesse pelo mundo da investigação.

O meu muito obrigada aos meus companheiros do mestrado que me acompanharam nesta longa caminhada. Agradeço igualmente ao meu núcleo de amigos que sempre me apoiou em cada etapa e me incentivou durante estes dois anos de mestrado.

Por fim, mas não menos importante, quero agradecer aos meus pais e à minha irmã pelo apoio incansável, sem eles não seria possível alcançar este objetivo.



Este trabalho de investigação foi financiado por fundos nacionais através da FCT – Fundação para a Ciência e a Tecnologia, I.P., no âmbito do projeto FirESmart «PCIF/MOG/0083/2017».

Abstract

Fire management strategies must consider possible conflicts with nature conservation goals, especially in the case of protected areas. In this context, this study aims to identify management policies that may lead to more resilient or less flammable landscapes (i.e. fire-smart landscapes), aiming to achieve not only more effective wildfire mitigation but also biodiversity conservation in the near future.

We combined fire-landscape model simulations with species distribution models to evaluate the potential effects of alternative fire and land-use management options on fire regime (burnt and suppressed area) and on biodiversity (93 bird species) between 1990 and 2050 in the Gerês-Xurés Reserve Biosphere Transboundary (NW Iberian Peninsula). We envisaged 11 scenarios resulting from combinations of different fire and land-use management strategies within 4 storylines: Business-as-usual (i.e. land abandonment), High Nature Value farmlands (HNVf), Fire-Smart (i.e. gradual conversion from evergreen to deciduous forests), and HNVf + Fire-Smart.

Our fire-landscape simulations revealed an increase of more than 2500 hectares annually burnt (2031-2050) compared to the previous period (1990-2010) under the Business-as-usual scenario. However, policies aimed to gradually increase HNVf areas could counterbalance (2011-2030) and even reverse (2031-2050) this increasing fire hazard, especially if combined with fire-smart strategies. Overall, our models predicted a decrease in the bird distribution since 1990 to nowadays, that will be stronger in the future (with losses up to 30% for species under legal protection) under Business-as-usual and Fire-Smart scenarios. On the contrary, under HNVf and HNVf + Fire-Smart scenarios the distribution of most species would progressively recover in the short term (2011-2030), being practically stabilized from 2030 onward.

Our results suggest that a combination of HNVf and fire-smart landscape management policies would be the most desirable scenario considering both fire mitigation and bird species conservation.

Keywords: Biodiversity; Fire-Smart; Land abandonment; Management; Wildfires

Resumo

As estratégias de gestão do fogo devem considerar possíveis conflitos com as metas de conservação da natureza, especialmente no caso das áreas protegidas. Neste contexto, este estudo tem como objetivo identificar políticas de gestão que possam levar a paisagens mais resilientes ou menos inflamáveis (ou seja, paisagens inteligentes em relação ao fogo), visando não apenas a mitigação mais efetiva dos incêndios florestais, mas também a conservação da biodiversidade num futuro próximo.

Combinámos simulações de um modelo de fogo-paisagem com projeções de modelos de distribuição de espécies para avaliar os efeitos potenciais de opções alternativas de gestão do fogo e do solo no regime de fogo (área queimada e suprimida), e na biodiversidade (93 espécies de aves), entre 1990 e 2050, na Reserva da Biosfera Transfronteiriça Gerês-Xurés (NW Península Ibérica). Definimos 11 cenários resultantes de combinações de diferentes estratégias de gestão dos incêndios e dos usos da terra segundo 4 storylines: “*Business-as-usual*” (isto é, abandono da terra), áreas agrícolas de alto valor natural (HNVf), Fire-Smart (conversão gradual de florestas perenifólia para florestas caducifólias), e HNVf + Fire-Smart.

As simulações de fogo-paisagem revelaram um aumento de mais de 2500 hectares queimados anualmente (2031-2050) em comparação com o período anterior (1990-2010) sob cenário de *Business-as-usual*. No entanto, as políticas destinadas a aumentar gradualmente as áreas de HNVf poderiam contrabalançar (2011-2030) e até inverter (2031-2050) esse risco crescente de incêndio, especialmente se combinadas com estratégias Fire-Smart. No geral, os modelos previram uma diminuição na distribuição de aves desde 1990 até hoje, que será mais acentuada no futuro (com perdas até 30% para espécies sob proteção legal) em cenários *Business-as-usual* e Fire-Smart. Ao contrário, nos cenários HNVf e HNVf + Fire-Smart, a distribuição da maioria das espécies recuperaria progressivamente no curto prazo (2011-2030), estabilizando-se praticamente a partir de 2030.

Os resultados sugerem que uma combinação de políticas de gestão da paisagem de HNVf com Fire-Smart seria o cenário mais desejável considerando a mitigação de incêndios e a conservação de espécies de aves.

Palavras-chave: Abandono da terra, Biodiversidade, *Fire-Smart*, Gestão, Incêndios Florestais

Índice

Abstract	i
Resumo	ii
Índice de figuras	v
Índice de tabelas	v
1. Introdução	1
1.1. Enquadramento geral	1
1.2. O fogo e a dinâmica da paisagem	2
1.3. Respostas da biodiversidade a alterações da paisagem.....	3
1.4. Objetivos	4
2. Métodos	5
2.1. Área de estudo	5
2.2. Dados	7
2.2.1. Topografia e ocupação/uso do solo	7
2.2.2. Incêndios rurais	8
2.2.3. Biodiversidade (avifauna)	9
2.3. Modelação e cenários.....	10
2.3.1. Abordagem metodológica geral	10
2.3.2. Modelo de paisagem-fogo	11
2.3.3. Cenários de regime de fogo.....	14
2.3.4. Modelos e projeções da distribuição de espécies	17
3. Resultados	19
3.1. Impactes dos cenários de gestão no regime de incêndios	19
3.2. Impactes dos cenários de gestão na paisagem	21
3.3. Impactes dos cenários na distribuição potencial da avifauna.....	23
4. Discussão	26
4.1. Gestão da paisagem e regime de fogo	26
4.2. Respostas da biodiversidade	27
4.3. Observações finais: sinergias, gestão da paisagem e implicações futuras ...	29

5. Conclusões	32
Referências bibliográficas	33
Anexos.....	42
Anexo I: Lista de espécies modelizadas e respetivos estatutos de proteção e conservação (presença no Livro Vermelho (LV) dos Vertebrados de Portugal e Espanha, anexo I da Diretiva das Aves, classificação SPEC (Species of European Conservation Concern), SPEC 1 - Espécies europeias de preocupação de conservação global; SPEC 2 - Espécies cuja população global está concentrada na Europa; SPEC 3 - Espécies cuja população global não está concentrada na Europa (mais detalhes em BirdLife International 2017))......	43
Anexo II: Distribuição das aves estudadas segundo as suas preferências de habitat dentro e fora dos limites protegidos (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3). ..	47
Anexo III: Distribuição das espécies segundo quatro categorias de dieta (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3).	48
Anexo IV: Representação individual da distribuição das aves de espaços abertos (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3, e acrónimos das espécies no Anexo I).	49
Anexo V: Representação individual das espécies que ocorrem em zonas semiabertas, com alguma vegetação, associadas a matos (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3, e acrónimos das espécies no Anexo I).....	51
Anexo VI: Representação das espécies de montanha (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3, e acrónimos das espécies no Anexo I).....	52
Anexo VII: Distribuição de espécies por preferências de habitats cobertos, tipicamente definidas como espécies florestais (nas quais também constam aquelas que têm preferência por linhas de água, ver acrónimos dos cenários na Tabela 3, e acrónimos das espécies no Anexo I).	53

Índice de figuras

Figura 1. Localização geográfica e grau de proteção ambiental (conservação da natureza) da Reserva da Biosfera Transfronteiriça Gerês-Xurés.	6
Figura 2. Dados relativos aos incêndios rurais ocorridos na área da RB-GX (em Portugal e na Galiza) para os anos de 1983 a 2010	8
Figura 3. Carta de probabilidade de ignição para a Reserva da Biosfera Transfronteiriça Gerês-Xurés construída a partir de uma carta de ignições e variáveis de acessibilidade, topografia e interfase urbano-florestal (fonte: elaboração própria).	9
Figura 4. Abordagem metodológica geral utilizada para avaliar os potenciais efeitos da gestão do fogo e paisagem, e os seus impactos no regime de incêndios e na distribuição da avifauna.	11
Figura 5. Classes de ocupação/uso do solo da RB-GX e transformações antropogénicas e naturais. O estado potencial pós-incêndio é indicado a vermelho para as coberturas terrestres dinâmicas e estáticas.	12
Figura 6. Representação da área queimada para cada cenário desde 2011 a 2050 (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3)	19
Figura 7. Simulações dos diferentes cenários tendo em conta ações de supressão ativas (A) e passivas (B) (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3)	20
Figura 8. Mudanças na paisagem de 1990 a 2010, atendendo ao histórico dos usos e cobertura do solo. De 2011 a 2050, foram simuladas as mudanças na paisagem segundo 11 cenários de gestão (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3).	22
Figura 9. Área potencial de ocupação (em centenas de hectares) das espécies com e sem estatuto de proteção prevista para os diferentes cenários de gestão dentro e fora das áreas protegidas (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3).	24

Índice de tabelas

Tabela 1. Descrição dos dados de aves utilizados.	10
Tabela 2. Descrição das principais classes de ocupação/uso do solo e principais processos de transformação ao nível de paisagem.	12
Tabela 3. Descrição dos cenários de regime de incêndio estabelecidos para a área de estudo.	15
Tabela 4. Descrição dos principais cenários conceptuais (“storylines”) implementados no modelo REMAINS.	16

1. Introdução

1.1. Enquadramento geral

A natureza está constantemente sob pressão pelas crescentes mudanças ambientais resultado dos efeitos combinados das alterações dos usos tradicionais do solo e da mudança climática (Moreira et al., 2001; Tedim et al., 2014) que tendem também a afetar, direta ou indiretamente, ao regime de fogo (Modugno et al., 2016) e a conservação da biodiversidade (Figueiredo & Pereira, 2011; Queiroz et al., 2014).

Após os últimos grandes incêndios florestais que afetarem milhares de hectares na Península Ibérica, mais precisamente Portugal, e causaram vítimas mortais e toda uma nova preocupação em volta dos incêndios florestais: Estaremos a entrar numa nova Era de Incêndios Florestais? Embora se tenha alertado as populações e as entidades responsáveis da necessidade crucial de remodelar as estratégias de combate, planeamento e prevenção de incêndios florestais, estas foram marginalmente implementadas, essencialmente quando destinadas à gestão de combustível e à redução de ignições. As causas dos grandes incêndios continuam a ser as mesmas da década passada. De entre muitas outras salientam-se, a elevada percentagem de área florestal não gerida (Moreira et al., 2001), o elevado número de ignições e a influência das alterações climáticas (períodos crescentes de tempo quente e seco) que tendem a aumentar o risco e a severidade dos incêndios (Bedia et al., 2018).

As paisagens são entidades em mudança permanente (Fadigas, 2011). Grande parte dessas mudanças são motivadas por alterações nas políticas agrícolas (Levers et al., 2018), sociais e económicas (van der Zanden et al., 2017). Estas, juntamente com o crescente abandono - provocado pelo abandono das atividades tradicionais agrícolas, pela procura de qualidade de vida e de estabilidade socioeconómica - têm levado a transformações significativas na paisagem, principalmente nas regiões montanhosas mais rurais (MacDonald et al., 2000; Pôças et al., 2011). Estas paisagens seminaturais fornecem habitats essenciais para multitude de espécies (Pôças et al., 2011) e, por isso, o seu abandono tem importantes implicações na conservação da biodiversidade (Guilherme & Pereira, 2013; Moreira et al., 2012).

A gestão tradicional das paisagens permite que estas, mesmo sob transformação humana, permaneçam em “equilíbrio” parcial com o ambiente que as sustenta (Romero-Calcerrada & Perry, 2004). Com a perda de atividades agropastoris tradicionais é inevitável que ocorra uma substituição dos usos do solo pelo abandono e pelos incêndios florestais, derivado ao aumento da carga de combustível (ao nível da continuidade vertical e/ou horizontal da vegetação), com o conseguinte aumento do

risco de ocorrência de grandes incêndios florestais (Fadigas, 2011; Romero-Calcerrada & Perry, 2004).

Neste quadro, as Reservas da Biosfera (RB) não constituem apenas um instrumento de conservação de habitats e de espaços com elevado valor natural, biológico e paisagístico (Moller & Kammann, 2007). São também um instrumento de promoção de desenvolvimento sustentável, no qual a presença humana no território é uma condição de sucesso das políticas e estratégias de conservação e proteção da natureza (Moller & Kammann, 2007). No entanto, as zonas montanhosas enfrentam um elevado declínio e envelhecimento da população, o que põe em causa a continuidade de uma gestão do território e da paisagem (Pôças et al., 2011).

1.2. O fogo e a dinâmica da paisagem

O fogo sempre foi prescrito como uma das ferramentas mais importantes para a gestão dos ecossistemas naturais (Bond & Archibald, 2003; Fernandes & Botelho, 2003), visto que potencia processos ecológicos (decomposição de matéria orgânica em nutrientes), promove a fertilidade dos solos, intervém no controlo de pragas, entre outros (Pausas & Keeley, 2019; Sebastián-López et al., 2008). O fogo é, portanto, uma peça-chave para compreender a composição do mosaico de paisagem (Sebastián-López et al., 2008).

No entanto, as alterações no uso do solo e as mudanças a nível climático têm modificado os regimes de fogo nos últimos tempos, tornando-os mais severos e danosos (Cochrane et al., 2012; Fernandes, 2013; Tedim, 2016), afetando conseqüentemente a composição e estrutura das paisagens (Bedia et al., 2018). Por isso, compreender o que altera o regime de incêndios em termos de paisagem, assim como os seus efeitos na biodiversidade, é um fator importante para qualquer política de intervenção no regime de incêndios (Lee et al., 2015), de ordenamento do território e conservação da natureza (Regos et al., 2015a). Para tal, é necessário identificar fatores socioeconómicos e ambientais que expliquem a ocorrência e recorrência dos incêndios (Sebastián-López et al., 2008) e as suas tendências futuras.

Além disso, a configuração da paisagem desempenha um papel importante na regulação do regime de fogo, essencialmente no que diz respeito à heterogeneidade da paisagem, uma vez que esta pode influenciar a propagação e intensidade do fogo devido à disponibilidade e ao padrão espacial dos combustíveis (Turner et al., 2013) e à presença de barreiras à propagação das chamas (quebra na continuidade, podendo ser vertical e horizontal).

A gestão inteligente do fogo (“Fire-Smart”) visa controlar o regime de incêndio, intervindo na vegetação (isto é, controlar o combustível) de forma a promover ambientes mais resistentes ao fogo ou menos inflamáveis (Fernandes, 2013; Tedim, 2016). A gestão do combustível assenta em três estratégias: (i) isolamento - baseia-se essencialmente em queimar o combustível, (ii) redução - assenta na quantidade e/ou estrutura presente no meio, e (iii) conversão - está associada a alterações nos tipos de combustíveis, o que requer alguma monitorização na composição da vegetação (Fernandes, 2013).

1.3. Respostas da biodiversidade a alterações da paisagem

As mudanças no uso e cobertura do solo têm causado transformações na paisagem (MacDonald et al., 2000) levando a um aumento dos chamados “habitats antropogénicos” (Ellis et al., 2010). O êxodo rural é outra tendência essencialmente presente nas regiões a Sul da Europa em áreas montanhosas e pouco produtivas (Levers et al., 2018; MacDonald et al., 2000; van der Zanden et al., 2017), com impacto na paisagem e, conseqüentemente, na biodiversidade. Apontam-se essencialmente duas diferentes conseqüências possíveis do abandono da terra para a biodiversidade: por um lado, o abandono pode contribuir para a “restauração passiva da paisagem” (Bowen et al., 2007) ou também designado como “rewilding” (processo de renaturalização) (Navarro & Pereira, 2012). Por outro, o abandono das paisagens agrícolas pode ameaçar a biodiversidade (Peco et al., 2012) associada a áreas agrícolas de elevado valor natural (“High Nature Value farmland” - HNVf).

Vários autores têm sugerido a renaturalização (“rewilding”) como uma resposta de conservação face ao abandono das áreas agrícolas (Navarro & Pereira 2015, Queiroz et al. 2014, Guilherme & Miguel Pereira 2013). Esses autores propõem o “rewilding” como uma abordagem alternativa para a conservação, com custos associados relativamente baixos, comparados com outras estratégias de gestão (Queiroz et al., 2014). As conseqüências do “rewilding” na biodiversidade dependem do contexto geográfico (Navarro & Pereira, 2012), visto que existem espécies que apesar de serem negativamente afetadas pelo abandono da terra, são beneficiadas em estágios iniciais de sucessão ecológica após o abandono (Russo 2007; Navarro & Pereira 2012).

No passado, o padrão de utilização das áreas agrícolas tinha a finalidade de promover uma gestão ativa do solo e interromper a sucessão ecológica (Navarro & Pereira, 2012) e, por isso benéfica para a gestão dos regimes de fogo. No entanto, devido à intensificação agrícola ou ao abandono dos sistemas tradicionais de

agricultura, muitas aves típicas de paisagens agropastoris têm um estado de conservação desfavorável (Laiolo et al., 2004).

Alguns estudos apontam a oportunidade para a biodiversidade associada ao meios florestais proporcionada pelo abandono da terra, no qual ocorre uma transição florestal (Rudel et al. 2005; Regos et al 2016). No entanto, outros estudos consideram o abandono como uma ameaça à biodiversidade encontrada em mosaicos agroflorestais tradicionais de paisagens culturais que se convertem em meios homogêneos com consequências negativas para espécies de habitats abertos (Preiss et al., 1997). Nas aves, a diversidade de funções ecológicas desempenhadas (Sekercioglu, 2006) e a afinidade de cada espécie a diferentes habitats são subjacentes à ampla gama de respostas ao abandono (Coreau & Martin, 2007; Guilherme & Miguel Pereira, 2013): enquanto algumas espécies sofrem efeitos negativos, outras são beneficiadas e aumentam a sua abundância (Laiolo et al., 2004; Sirami et al., 2008a). Sabe-se que os habitats compostos por áreas agrícolas possuem uma avifauna rica (Sirami et al., 2008a), contento várias espécies especialistas altamente dependentes da agricultura e das zonas de pastagem (Lomba et al., 2014).

Atendendo a tudo o que foi exposto anteriormente, para compreender toda esta complexidade associada ao regime de incêndios, às alterações da paisagem, no espaço e no tempo e, a resposta potencial da biodiversidade, os modelos preditivos têm sido uma ferramenta crucial para esta tarefa. Estas técnicas de modelação de distribuição de espécies utilizam dados de diversas naturezas de acordo com os objetivos pré-definidos. Estas objetivam obter modelos que expliquem a distribuição probabilística de uma espécie, ou um grupo, em relação ao meio ambiente e aos fatores que forem considerados no processo, como será abordado ao longo deste trabalho.

1.4. Objetivos

Este estudo teve como objetivo geral avaliar os efeitos potenciais de opções alternativas de gestão do regime de fogo e paisagem, numa zona de montanha fortemente afetada pelo abandono das terras e pela ocorrência de incêndios, visando maximizar a prevenção de incêndios e a conservação da biodiversidade.

Para alcançar os objetivos propostos neste estudo, foram avaliados diferentes cenários alternativos de gestão do fogo e usos do solo através de um modelo dinâmico que simula as interações espaciais entre o fogo e a paisagem. De seguida, foram avaliados os impactes potenciais desses cenários sobre a biodiversidade através de modelos de distribuição de espécies.

Desta forma, este estudo pretendia fornecer evidências sobre como gerir o fogo para, simultaneamente, reduzir o impacto dos incêndios florestais e garantir a coexistência das atividades humanas e da biodiversidade numa área protegida em contexto transfronteiriço.

2. Métodos

2.1. Área de estudo

A área de estudo abrange a Reserva da Biosfera Transfronteiriça Gerês-Xurés (RB-GX) com uma área de aproximadamente 276 025 ha, dos quais 70,6% correspondem a Portugal e os restantes 29,4% correspondem à Galiza (Espanha) (Fig.1). Integra os municípios de Calvos de Randín, Muíños, Lobios, Entrimo, Lobeira e Bande, em território espanhol e, os municípios de Montalegre, Terras de Bouro, Ponte da Barca, Arcos de Valdevez e Melgaço em Portugal. Incluímos os municípios de Vereia, Quintela de Leirado e Padrenda (em território espanhol), dado que estão adjacentes à RB-GX e apresentam áreas classificadas como Rede Natura 2000 (Fig.1).

Segundo dados do Instituto Nacional de Estatística de Portugal (www.ine.pt) e Espanha (<http://www.ine.es>), em 1990 habitavam na RB-GX 105 240 habitantes, verificando-se uma redução da população em 27,8% durante os seguintes 20 anos (75 962 habitantes em 2010). Este cenário de abandono rural nas zonas mais montanhosas tem sido mais significativo em território espanhol, com perdas de população acima dos 50% num período de 20 anos. Este fenómeno de despovoamento tem sido acompanhado pelo abandono das atividades agrícolas e pecuárias tradicionais.

Os espaços florestais têm uma expressão muito significativa no território. Os matos, dominados por tojais e urzais (Pimenta & Santarém, 1996), ocupam uma grande percentagem da área de estudo e, os povoamentos florestais são dominados por pinheiro-bravo e folhosas (Regos et al., 2015b). No uso agrícola predomina a polipequária extensiva de bovinos autóctones, pequenos ruminantes e equinos, distribuídos por pastagens permanentes que chegam a ocupar mais de 90% da área destinada ao uso agrícola (ICNB, sem data). As produções agrícolas (em pequenas quantidades e em áreas particulares de reduzidas dimensões) destinam-se, sobretudo, ao autoconsumo (ICNB, sem data).

A RB-GX inclui áreas com diversos estatutos de proteção, destacando-se em Portugal o Parque Nacional da Peneda-Gerês (PNPG), que integra o Sítio de Importância Comunitária (SIC) Peneda-Gerês, criado ao abrigo da Diretiva Habitats.

Realça-se também a Zona de Proteção Especial para Aves Selvagens (ZPE), Serra do Gerês, criada ao abrigo da Diretiva Aves (Fig.1). No caso do ordenamento em território espanhol, esta área é caracterizada pelo Parque Natural Baja Limia-Serra do Xurés (BLXNP), que se integra no Lugar de Importância Comunitária (LIC) Baja Limia, criado ao abrigo da Diretiva Habitats (Fig.1).

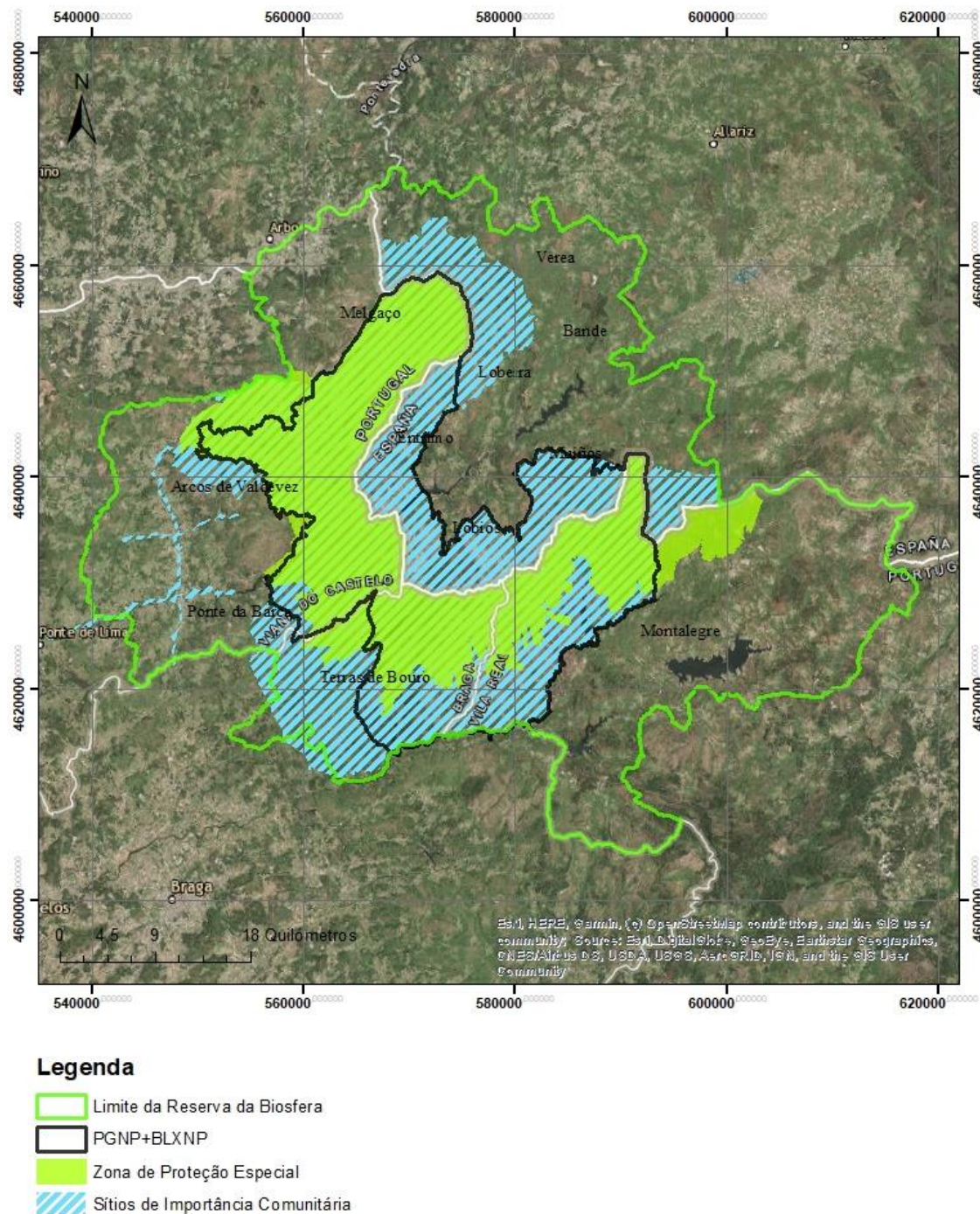


Figura 1. Localização geográfica e grau de proteção ambiental (conservação da natureza) da Reserva da Biosfera Transfronteiriça Gerês-Xurés.

Esta área montanhosa é percorrida por uma densa rede hidrográfica que originou um relevo com vales, planícies e encostas íngremes, com vales estreitos e profundos (Pimenta & Santarém, 1996). O relevo é complexo, com uma elevação que varia de 15 m a 1545 m, com uma inclinação média de 13° (variando entre 0° e 66°) (Regos et al., 2015b). As diferentes orientações do relevo, a altitude e as influências climáticas (atlântica, mediterrânea e continental) dão origem a uma diversidade de microclimas (Pimenta & Santarém, 1996). Estes atributos, associados à constituição essencialmente granítica do solo e à disponibilidade de água, promovem a presença de diversas habitats e um mosaico paisagístico muito fragmentado e diversificado (Regos et al., 2015b). A multiplicidade de habitats, a variada flora e a fisiografia do território permitem albergar uma grande diversidade faunística, com espécies de especial interesse por serem classificadas como raras ou ameaçadas (Pimenta & Santarém, 1996).

2.2. Dados

2.2.1. Topografia e ocupação/uso do solo

A informação topográfica foi obtida a partir de um modelo global digital de terreno (DEM), a uma resolução espacial inicial de 30 metros, baseado no Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer (ASTER) (<https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp>). A partir deste modelo foram derivados dados de declive e orientação agregados finalmente à resolução espacial dos dados de biodiversidade (1 km).

Para simular a dinâmica fogo-vegetação e o seu impacte na comunidade de aves na RB-GX, foram utilizados mapas de ocupação e uso do solo (LULC) para três datas (1990, 2000, 2010), obtidos a partir de imagens do arquivo *Landsat* com recurso a métodos de classificação supervisionada (ver detalhes em Regos et al., 2016). Através da comparação desses mapas foram avaliadas as mudanças no uso e ocupação do solo entre 1990 e 2010. Estes mapas foram também usados para avaliar a preferência de habitat das diferentes espécies, e a presença desses habitats na paisagem nos diferentes anos (ver 2.3). Os principais tipos de ocupação/uso do solo identificados na área de estudo foram: (1) florestas de caducifólias, (2) florestas de perenifólias, (3) massas de água; (4) matos, (5) zonas rochosas com matos, (6) prados e cultivos, e (7) áreas urbanas (Regos et al., 2016c).

2.2.2. Incêndios rurais

Foram consideradas diversas fontes de informação relativamente aos dados de incêndios florestais para a RB-GX. Por se tratar de uma zona transfronteiriça, verificaram-se algumas dificuldades na recolha, análise e posterior tratamento dos dados, devido a falhas de cooperação/harmonização entre as administrações espanhola e portuguesa. Os dados de incêndios para o território espanhol foram recolhidos junto do Ministério de Agricultura e Pesca, Alimentação e Meio Ambiente (MAPAMA, 2018), em formato estatístico, para o período temporal entre 1983-2010, a nível municipal. Para o território português, foram adquiridos junto do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) para o período de 1990-2010, em formato *shapefile*. A partir destes mapas de perímetros, quantificaram-se os hectares ardidos por ano, para criar um historial de incêndios (Fig. 2) para se poder incorporar no modelo de paisagem-fogo.

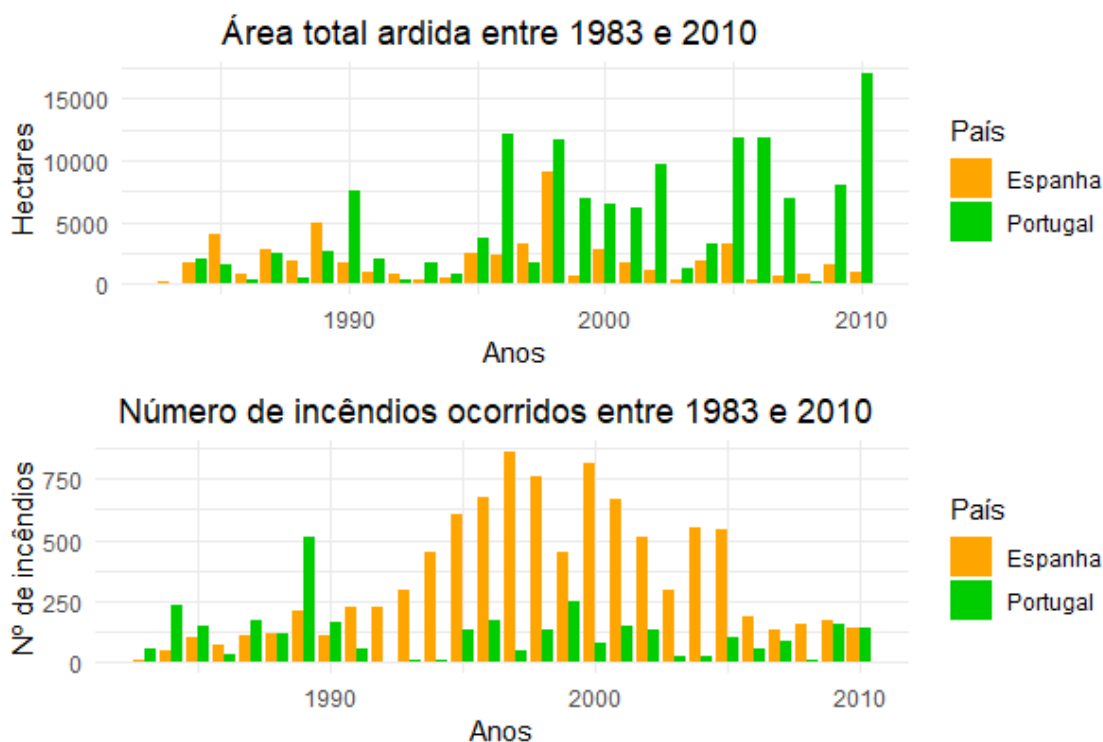


Figura 2. Dados relativos aos incêndios rurais ocorridos na área da RB-GX (em Portugal e na Galiza) para os anos de 1983 a 2010

A parte portuguesa da RB-GX apresenta uma área ardida total anual com diversos picos ao longo das duas últimas décadas, o que já não acontece com tanta frequência em território espanhol, o qual, apesar do elevado número de incêndios registados, apresenta uma menor área queimada (Fig. 2). Entre 1983 e 2010, arderam no total 54 041 ha em território espanhol, em cerca de 9512 incêndios registados. Em território

português, o número de incêndios registados foi 3243, que perfazem um total de área queimada de 141 038 ha.

As zonas com maior probabilidade de ignição coincidem essencialmente com a interface urbano-florestal, segundo os dados de usos do solo e probabilidade de ignição (Fig.3).

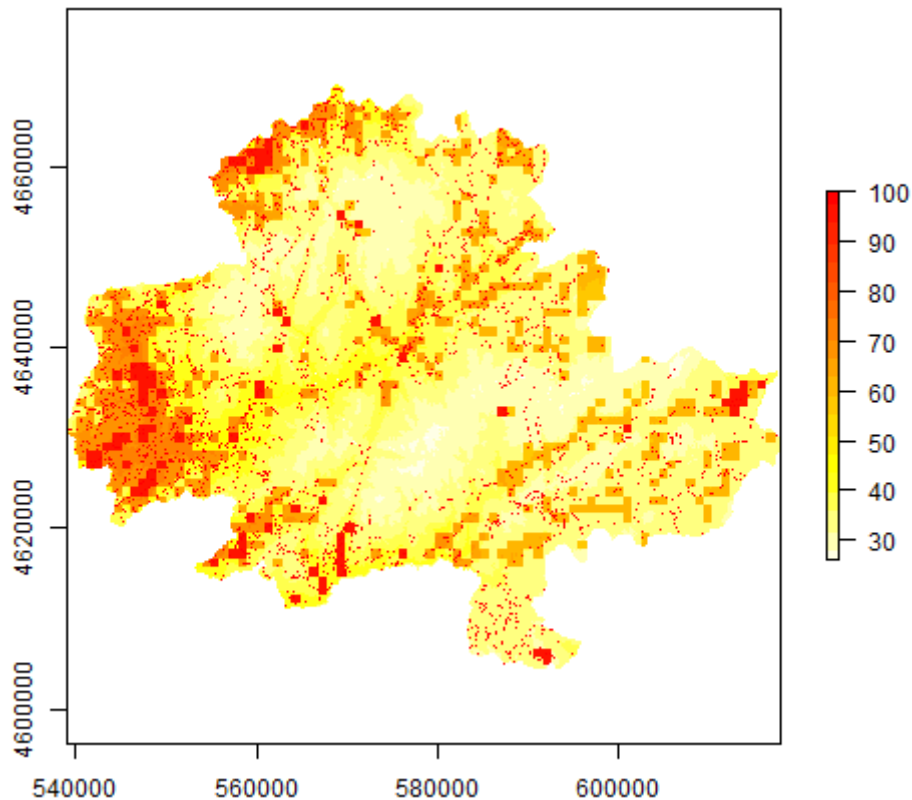


Figura 3. Carta de probabilidade de ignição para a Reserva da Biosfera Transfronteiriça Gerês-Xurés construída a partir de uma carta de ignições e variáveis de acessibilidade, topografia e interfase urbano-florestal (fonte: elaboração própria).

2.2.3. Biodiversidade (avifauna)

Para a obtenção de dados sobre a comunidade de aves, recorreu-se aos Atlas de aves no período reprodutor publicados para a região em estudo (Tabela 1). Estes dados registam a ocorrência de cada espécie recorrendo a uma malha de 2x2 km, inserida no sistema cartográfico Universal Mercator Transversal (UTM), no caso do Atlas das Aves do Parque Nacional da Peneda-Gerês (PNPG) (Pimenta & Santarém, 1996) e do Parque Natural Baixa Limia-Serra do Xurés (BLXNP) nos anos 2000 e 2010, a 1 km e 2 km de resolução respetivamente (Domínguez et al., 2012) (Tabela 1). Os modelos foram calibrados a 1 e a 2 km, dependendo dos dados utilizados, sendo posteriormente projetados em mapas de 1 km.

Tabela 1. Descrição dos dados de aves utilizados

Fonte	Local de amostragem	Resolução espacial	Resolução temporal	Nº unidades
Atlas	PNPG	2km	1990-1995	238
Atlas	BLXNP	1km	1998-2000	397
Atlas	BLXNP	2km	2010	147

Estes atlas têm como principal objetivo fornecer informações sobre a distribuição e abundância de aves reprodutoras (para uma descrição mais detalhada consultar Domínguez et al., 2012; Pimenta & Santarém, 1996), sendo que as espécies crepusculares e aquáticas foram excluídas neste estudo.

Das 143 espécies documentadas pelos atlas acima mencionados, só foram avaliadas através de modelos aquelas que apresentavam pelo menos 10 registos de presença, por razões estatísticas (ver 2.3). Para análise da evolução temporal na distribuição, apenas foram consideradas as 93 espécies que apresentaram modelos robustos (ou seja, com valor de AUC superior a 0.7 (ver 2.3; Anexo I)).

2.3. Modelação e cenários

2.3.1. Abordagem metodológica geral

Com o objeto de quantificar o possível efeito das diferentes políticas de gestão do fogo e usos do solo no regime de incêndios recorreu-se a um modelo dinâmico de fogo-paisagem (ver tópico 2.3.2). As simulações de fogo-paisagem permitiram quantificar o impacto na área queimada e suprimida para cada cenário, assim como a evolução temporal dos principais tipos de cobertura da paisagem (Fig. 4). Os mapas de usos e cobertura do solo, assim como as suas projeções temporais obtidas do modelo paisagem-fogo, foram utilizados como *inputs* em modelos de distribuição de espécies que foram projetados para condições passadas (1990-2010) e futuras sob quatro cenários mais extremos (2020-2040), com o objetivo de avaliar o impacto dos cenários de gestão na diversidade de aves (Fig. 4).

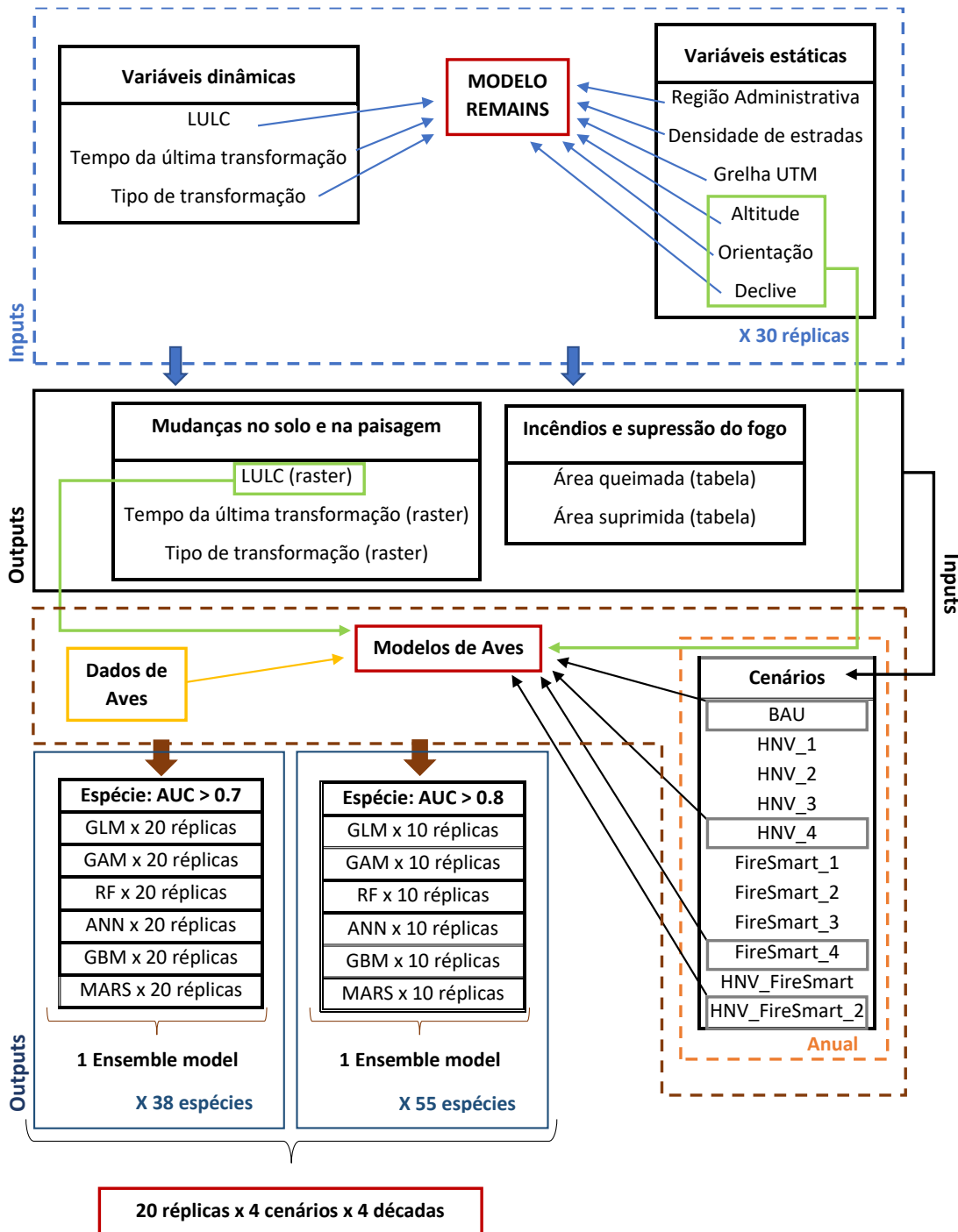


Figura 4. Abordagem metodológica geral utilizada para avaliar os potenciais efeitos da gestão do fogo e paisagem, e os seus impactos no regime de incêndios e na distribuição da avifauna.

2.3.2. Modelo de paisagem-fogo

Recorreu-se a um modelo de simulação espacialmente explícito (designado por REMAINS) para integrar os fatores antropogénicos que afetam as dinâmicas da paisagem (Tabela 2) e permitir a investigação dos seus efeitos combinados sobre regimes de fogo e ocupação do solo, a curto e médio prazo (Brotons et al., 2013; Regos

et al., 2015a). Este modelo pode assim ser usado para simular mudanças na composição da paisagem (Fig. 5), derivadas das interações espaciais entre incêndios rurais, dinâmica da vegetação e estratégias de gestão e supressão do fogo (Brotons et al., 2013; Regos et al., 2015a, 2014).

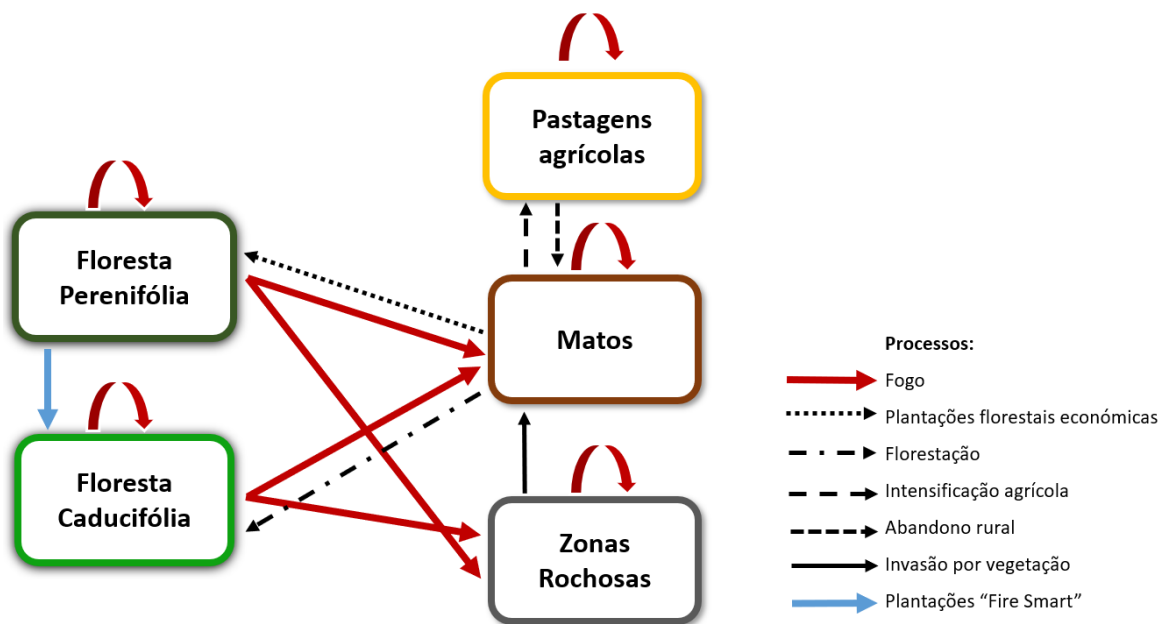


Figura 5. Classes de ocupação/uso do solo da RB-GX e transformações antropogénicas e naturais. O estado potencial pós-incêndio é indicado a vermelho para as coberturas terrestres dinâmicas e estáticas.

Tabela 2. Descrição das principais classes de ocupação/uso do solo e principais processos de transformação ao nível de paisagem.

Uso/ocupação do solo	Descrição
Florestas perenifólias	Estas manchas florestais são essencialmente compostas por <i>Pinus</i> spp., sendo que em algumas áreas fora dos limites protegidos se possam encontrar <i>Eucalyptus</i> spp. (ICNB, sem data). Após a ocorrência de incêndios, estas manchas florestais tendem potencialmente a regenerar-se de forma relativamente fácil, no entanto, dependendo da severidade e intensidade do fogo, estas áreas podem converter-se em matos ou até mesmo em solo nu (zonas rochosas).
Florestas caducifólias	A paisagem desta região é fortemente marcada pela presença de bosques caducifólios dominados pelo carvalho-alvarinho (<i>Quercus robur</i>) e carvalho-negral (<i>Quercus pyrenaica</i>) (ICNB, sem data). O estado potencial destas manchas florestais, pós-incêndio, pode variar desde uma recuperação ao estado inicial, à conversão a matos ou a zonas de rocha.
Pastagens agrícolas	A agropecuária assume-se como atividade dominante da área de estudo, estando associada aos vales e a pequenas áreas planas. A maiores

	<p>altitudes dominam as pastagens tradicionalmente utilizadas de maio a setembro e, nas zonas de topo aplanadas pratica-se o pastoreio extensivo (ICNB, sem data). Estas áreas podem sofrer essencialmente dois processos, sendo o primeiro a recuperação ao estado inicial de área a zonas de pastagem e, o segundo a matos, por processos de abandono rural.</p>
Matos	<p>Os matos, comunidades arbustivas em geral (desde os rasteiros acidófilos temperados e mediterrâneos, aos matos altos densos), cobrem grande parte da área de estudo, destacando-se os tojais e os urzais-tojais típicos de montanha, que se propagam até aos 1500m de altitude (ICNB, sem data).</p> <p>Este tipo de vegetação apresenta uma série diversificada de respostas à passagem do fogo, desde a permanência da sua classe de ocupação inicial, a processos de intensificação agrícola, a plantações económicas florestais e, a processos de florestação.</p>
Zonas rochosas	<p>As marcas dominantes da RB-GX estão associadas aos afloramentos rochosos (compostos principalmente por maciços graníticos e faixas de xisto) que se distribuem pelas principais serras (Pimenta & Santarém, 1996). Dependendo de diversos parâmetros espaciais e temporais, bem como em matéria de composição da paisagem, estas zonas de rocha poderão se manter ou converter-se a matos.</p>

Os processos individuais que o REMAINS simula podem ser agrupados em três grandes causas de mudança: (1) mudanças no uso do solo, (2) incêndios rurais e supressão do fogo, e (3) dinâmica da vegetação (processos de sucessão natural e regeneração da vegetação pós-fogo) (Fig. 5).

O modelo aqui apresentado foi baseado em experiências anteriores como o MEDLUC (Aquilué et al., 2017) e o MEDFIRE (Brotons et al., 2013). Relativamente às variáveis de estado e respetivas escalas, o modelo trabalha com três variáveis que são dinâmicas ao longo do tempo, sendo essas as seguintes: (1) LULC (mapa de ocupação/uso do solo) – descreve os setes principais tipos de usos e cobertura do solo da área de estudo, (2) “TSC_{hg}” indica o tempo (em anos) desde a última transição da ocupação do solo, e (3) “TransType” regista que tipo de transições impactou mais recentemente um local. Para além disso, o modelo é suportado por variáveis estáticas, como: (4) a região administrativa, (5) a densidade de estradas (para prever a probabilidade de ignições), (6) a grelha UTM (1km) (utilizada para dar localizações da probabilidade de ignições), (7) a altitude, (8) a orientação, e (9) o declive (ver Fig. 4).

Foram implementadas no modelo duas estratégias distintas de supressão, ambas relacionadas com o conceito de oportunidade de combate aos incêndios, que é definido como uma fase na qual a baixa intensidade de fogo permite que os bombeiros

controlem, primeiro, e finalmente extingam a frente de fogo (Brotons et al., 2013). A primeira estratégia de supressão - designada por “*supressão ativa*” - diz respeito à capacidade das brigadas de suprimirem incêndios sob uma determinada taxa de propagação, que no modelo depende da orografia, o tipo de vegetação e o tempo desde a última transição. A segunda estratégia de supressão - designada como “*supressão passiva*” - baseia-se em oportunidades derivadas da presença de áreas agrícolas com o mínimo de 1 ha de extensão, que se assume que seria suficiente para interromper a continuidade de vegetação altamente inflamável, e assim extinguir um incêndio na simulação, já que uma menor carga de combustível leva a um aumento significativo na capacidade de combate.

2.3.3. Cenários de regime de fogo

Estabelecemos onze cenários que resultam da combinação de diferentes estratégias de gestão do fogo e do território (Tabela 3), com base em quatro cenários conceptuais ou ‘*storylines*’ (Tabela 4).

Para testar os diferentes cenários de regime de fogo de acordo com a estrutura da paisagem, foram estabelecidos valores de conversão da paisagem atendendo às mudanças temporais passadas (Tabela 3). A taxa de sucessão ecológica foi calculada a partir dos mapas de ocupação/uso do solo entre 1987 (data inicial dos dados de incêndios) e 2010, indicando a velocidade com que os matos se converteram em bosques caducifólios. Este parâmetro foi aumentado progressivamente tendo como referência o valor histórico de 1.6 (Tabela 3). Por outro lado, considerou-se a tendência anual de abandono rural e conseqüente favorecimento das zonas de matos. Esta taxa de abandono e conversão em matos foi estimada em 400 hectares anuais, de acordo com a análise das mudanças nos usos do solo entre os anos de 1987 e 2010 (Tabela 3). Por fim, os valores de conversão de florestas perenifólias em caducifólias foram estabelecidos para forçar o modelo a converter metade da área de floresta perenifólia em caducifólia durante os 50 anos de simulação (0.5), ou então converter a sua totalidade (1) no mesmo período (Tabela 3).

Tabela 3. Descrição dos cenários de regime de incêndio estabelecidos para a área de estudo.

Acrónimo	Storyline	Taxa de sucessão ecológica	Taxa anual de abandono-conversão em mato (ha)	Taxa anual de conversão de terrenos abandonados em agricultura (ha)	Conversão de floresta perenifólia em caducifólia (proporção)
BAU	“Business-as-usual” – BAU	1.6	400	0	0
HNV_1	Áreas agrícolas de elevado valor natural - HNVf	1.6	0	400	0
HNV_2	Áreas agrícolas de elevado valor natural - HNVf	1.6	0	800	0
HNV_3	Áreas agrícolas de elevado valor natural - HNVf	1.6	0	1200	0
HNV_4	Áreas agrícolas de elevado valor natural - HNVf	1.6	0	1600	0
FireSmart_1	“Fire-Smart”	1.6	400	0	0.5
FireSmart_2	“Fire-Smart”	1.6	400	0	1
FireSmart_3	“Fire-Smart”	2.0	400	0	1
FireSmart_4	“Fire-Smart”	2.4	400	0	1
HNV_FireSmart	HNVf + “Fire Smart”	1.6	0	800	1
HNV_FireSmart_2	HNVf + “Fire Smart”	2.4	0	1600	1

Tabela 4. Descrição dos principais cenários conceptuais (“storylines”) implementados no modelo REMAINS.

Cenários conceptuais/“storylines”	Marco conceptual dos cenários (Storylines)
“Business-as-usual” – BAU	Prevê uma paisagem futura derivada do histórico do regime de fogo (incluindo as diferenças potenciais na eficácia de supressão entre ambos os lados territoriais) e das tendências de mudança do uso da terra documentadas entre 2000-2010, claramente dominadas por processos de abandono (Regos et al., 2015b).
Áreas agrícolas de alto valor natural - HNVf	Prevê os impactes potenciais de uma implementação bem-sucedida das políticas ambientais e rurais da UE no regime de incêndios e na conservação da natureza na RB-GX. Tem como objetivo utilizar as zonas agrícolas como uma oportunidade de supressão ao fogo (Lomba et al. 2015; Moreira & Pe'er 2018).
“Fire-Smart”	Promove uma gestão inteligente dos combustíveis com base nas conversões de florestas perenifólias para florestas nativas de caducifólias. Assumindo o mesmo investimento em recursos de supressão de incêndio aplicado hoje em dia, espera-se um sistema de supressão mais eficaz, dada a menor propagação do fogo em carvalhos do que em florestas perenifólias (Fernandes, 2013).
HNVf + “Fire Smart”	Prevê a combinação dos dois cenários de gestão, por um lado a promoção de áreas florestais mais resistentes e menos inflamáveis (com resultados visíveis a longo prazo) e, por outro, a valorização das áreas agrícolas como oportunidade na supressão e controlo da progressão do fogo (com resultados visíveis a curto e médio prazo).

Foram realizadas 20 simulações do modelo de fogo-paisagem para cada um dos onze cenários (Tabela 4) para ter em conta a incerteza associada a estocasticidade dos dados relativos aos incêndios rurais (ignições e número de incêndios por ano).

2.3.4. Modelos e projeções da distribuição de espécies

Para estimar a distribuição das espécies-alvo entre os anos de 1990 e 2010 na área da RB-GX, recorreu-se a modelos de distribuição correlativos a partir dos dados de presença/ausência provenientes dos Atlas acima referidos (ver Tabela 1). Estes modelos de respostas binomiais consideram a influência de diversas variáveis ambientais, como as variáveis topográficas (altitude, orientação e declive) e de ocupação/uso do solo (florestas perenifólias, florestas caducifólias, pastagens agrícolas, matos e afloramentos rochosos). Os valores obtidos a partir destes modelos indicam a idoneidade de habitat pelas espécies para as três décadas passadas (1990 a 2010). Posteriormente, foram simuladas as eventuais mudanças futuras na distribuição das espécies, entre 2020 e 2050, sob os onze cenários futuros de regime de fogo definidos pela combinação de diferentes níveis de mudança nos usos do solo e níveis de eficiência de supressão de incêndios (ver Tabelas 3 e 4).

A combinação de diferentes algoritmos de modelação numa previsão final de consenso tem como objetivo controlar a incerteza presente nos modelos individuais e determinar uma solução ótima a partir de um conjunto de previsões – “Ensemble” (Thuiller et al., 2009). Assim, os modelos “Ensemble” podem fornecer previsões mais informativas e ecologicamente robustas (Thuiller, 2003). Foi usada a ferramenta de modelação BIOMOD2, implementada no software R (Thuiller et al., 2009). O pacote BIOMOD2 (disponível gratuitamente em <http://r-forge.r-project.org/projects/biomod/>) permite combinar várias técnicas de modelação (Marmion et al., 2009a, 2009b; Thuiller, 2003; Thuiller et al., 2009), de entre as quais foram usadas as seguintes: Modelos Lineares Generalizados (GLM), Modelos Aditivos Generalizados (GAM), Florestas Aleatórias (RF), Redes Neurais Artificiais (ANN), Modelos Generalizados de Regressão Impulsionada (GBM), e Splines de Regressão Adaptativa Multivariada (MARS).

Para avaliar os modelos, o conjunto de dados foi dividido aleatoriamente em dois subconjuntos: 80% dos dados foram usados para calibração do modelo e os 20% restantes para a avaliação do modelo (Sousa-Silva et al., 2014). Para obter uma medida de precisão dos modelos de distribuição de espécies (SDMs), foi utilizada a AUC do ROC (Elith et al., 2006). Esta medida avalia a taxa de erro de falsos-positivos e a taxa de verdadeiros-positivos, a fim de obter uma medida para a precisão do modelo

construído (Elith et al., 2006). Os valores de AUC variam de 0 a 1, sendo que apenas foram considerados modelos com AUC superior a 0.7.

Para as espécies com valores de AUC entre 0.7 e 0.8 (38 espécies), a partição dos dados para treino e avaliação foi realizada 20 vezes (réplicas), e para as espécies com valor de AUC superior a 0.8 (55 espécies) considerou-se suficiente realizar 10 réplicas.

Dos 11 cenários pré-estabelecidos, foram selecionados os quatro com maior contraste e tendências mais extremas ('BAU', 'HNV_4', 'FireSmart_4' e 'HNV_FireSmart_2'). Assim, no total, projetamos 320 mapas de distribuição potencial para condições ambientais futuras (4 cenários x 20 réplicas x 4 décadas) a uma resolução espacial de 1 km.

3. Resultados

3.1. Impactes dos cenários de gestão no regime de incêndios

De acordo com as simulações espera-se que a tendência dos atuais regimes de fogo ('BAU') tenha ainda um maior impacto nas paisagens da RB-GX ao longo do tempo. Espera-se uma maior área queimada para os anos de 2031 a 2050 (Fig. 6), com um possível aumento médio anual estimado de 2 500 hectares.

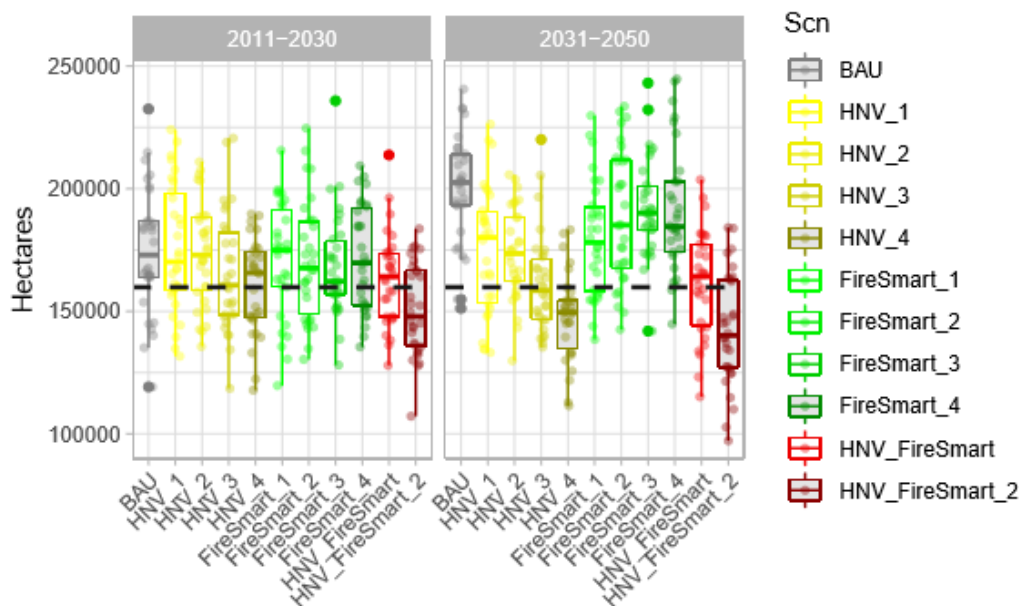


Figura 6. Representação da área queimada para cada cenário desde 2011 a 2050 (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3)

Relativamente a outros cenários concebidos, por exemplo a valorização das áreas agrícolas ('HNVf'), as simulações apontam uma redução da área queimada em relação os valores de referência, sendo mais evidentes no período 2031-2050, sobretudo com o aumento de áreas destinadas à agricultura mais extremos (ver 'HNV_4' na Fig. 6). As formas de gestão 'FireSmart' ainda que no curto prazo (2011-2030) não apresentam diferenças significativas em relação ao regime histórico, permitem alguma redução na área queimada, sobretudo no longo prazo e especialmente em sinergia com políticas centradas na valorização das áreas agrícolas ('HNVf') (ver 'FireSmart_4' e 'HNV_FireSmart_2' na Fig. 6). A gestão combinada de uma estratégia de valorização das áreas agrícolas ('HNVf') com a estratégia 'FireSmart' prevê, portanto, reduções de área queimada mais evidentes, sendo que é a médio e longo prazo que se detetam alterações mais significativas (Fig. 6).

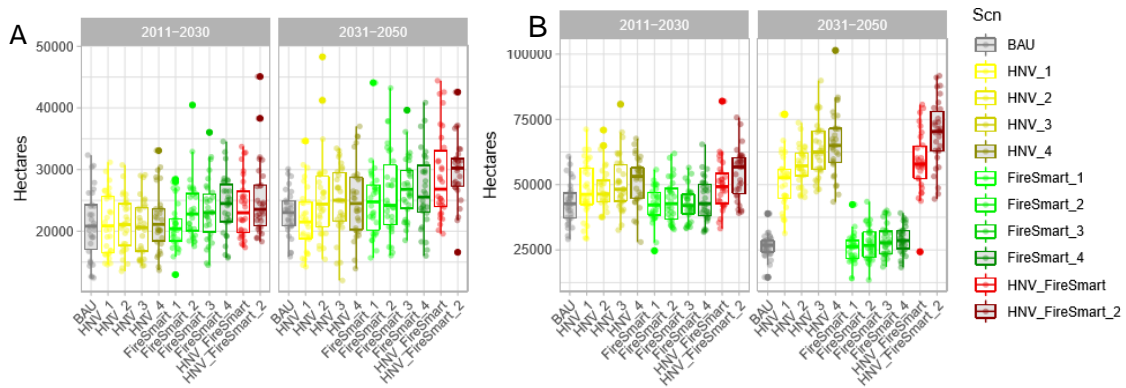


Figura 7. Simulações dos diferentes cenários tendo em conta ações de supressão ativas (A) e passivas (B) (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3)

Relativamente às estratégias ativas de supressão do incêndio, que refletem a capacidade de supressão sob diferentes condições de propagação, os diferentes cenários não apresentam grandes diferenças de 2011 a 2030, sendo nos anos seguintes visível um aumento de área suprimida (Fig.7). Em contrapartida, a área suprimida a partir da estratégia supressão do fogo passiva (oportunidades criadas pela presença de áreas agrícolas contínuas), demonstra diferenças significativas entre os diversos cenários. Como seria espectável, a tendência atual do regime de fogo e as características dos combustíveis (cenário 'BAU') não parece desempenhar um papel relevante na supressão passiva, que se agrava a médio e longo prazo (Fig. 7). No entanto, com a implementação de diferentes estratégias de gestão e, conseqüentemente, de supressão passiva do fogo, prevê-se que a médio e longo prazo se possa suprimir uma maior área.

De 2011 a 2030 as diferenças entre cenários não são significativas, contudo os cenários de 'HNVf' podem suprimir, de forma passiva, 26% (no caso mais extremo) a mais que o valor de referência ('BAU') e, os cenários 'HNVf + FireSmart' podem suprimir até cerca de 29% (no cenário mais extremo) (Fig. 7). Para este mesmo período, os 4 cenários 'FireSmart' não demonstram grande aptidão na área suprimida em relação ao 'BAU', talvez pela dinâmica temporal associada ao crescimento e maturação das massas florestais características destes cenários. No entanto, a médio prazo (2031 a 2050), segundo as simulações estabelecidas, poderão se constatar diferenças entre cenários mais significativas e com impactos positivos na supressão passiva das chamas. Como já se referiu anteriormente, a tendência é para um agravamento de 'BAU' na supressão passiva a partir de 2031, sendo que os cenários de 'HNVf' podem atingir percentagens de supressão elevadas de 98% a 145%, em comparação com o que é suprimido em 'BAU' (cerca de 26500 ha), do cenário menos extremo ao mais extremo, o correspondente a cerca de 26000 ha e 38500 ha, respetivamente (Fig. 7). Apesar dos

cenários 'FireSmart' não apresentarem grandes alterações na área suprimida, neste período de 2031 a 2050, as combinações de 'HNVF + FireSmart' sugerem resultados satisfatórios. Prevendo-se uma supressão passiva que rondaria os 112% e os 160%, o correpondente a cerca de 29750 ha e 42500 ha, respetivamente, suprimidas a mais em relação ao valor de referência de 'BAU' (Fig. 7).

3.2. Impactes dos cenários de gestão na paisagem

A análise das mudanças temporais nos tipos de cobertura do solo na RB-GX revelou mudanças significativas entre 1990 e 2010 na escala da paisagem (Fig. 8).

Os tipos de cobertura da terra associados a zonas de pastagem e áreas de cultivo diminuíram 30% na área de estudo, até 2010, claramente relacionado com o despovoamento e subsequente abandono das atividades agro-pastoris tradicionais e, posterior conversão a matos e massas florestais. Enquanto as áreas de espaços fechados têm aumentado significativamente, particularmente as florestas de caducifólias (Fig. 8). Por outro lado, os espaços florestais perenifólios apesar de aumentarem de 1990 a 2000 (mais de 18000 ha), sofreram um decréscimo de 4700 ha na seguinte década, provavelmente devido à ocorrência de incêndios florestais na área de estudo neste período, com picos de área queimada elevadas nos anos de 2005, 2006 e 2010 (Fig. 2 e Fig. 8). Como tal, o decréscimo da vegetação esparsa também poderá estar associado à ocorrência de incêndios neste período ou, à sua conversão deste tipo de cobertura a outro. Os espaços associados a zonas de matos, também sofreram uma diminuição de 1990 a 2010, de cerca de 23%, sendo que esta perda foi mais acentuada de 1990 a 2000, em mais de 23200 ha (Fig.8).

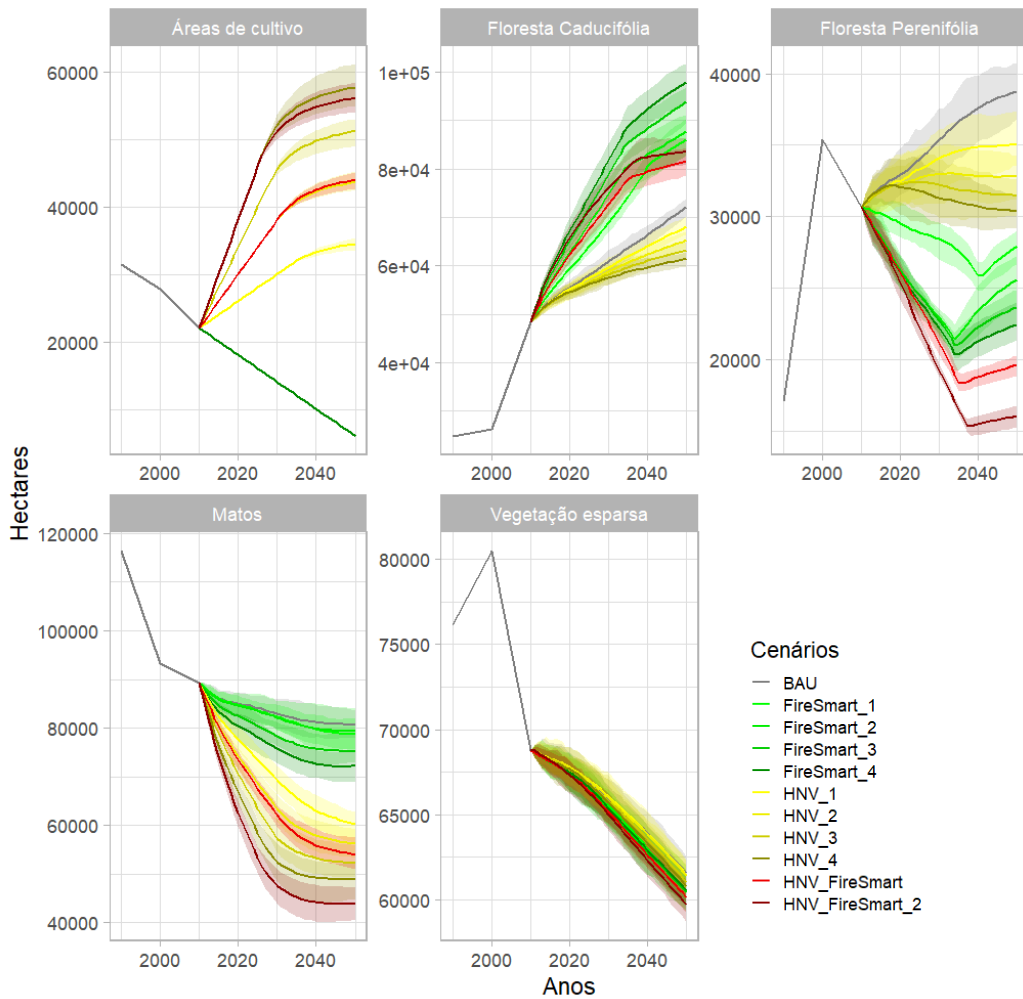


Figura 8. Mudanças na paisagem de 1990 a 2010, atendendo ao histórico dos usos e cobertura do solo. De 2011 a 2050, foram simuladas as mudanças na paisagem segundo 11 cenários de gestão (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3).

Observando as previsões obtidas relativamente às mudanças da paisagem, é possível determinar que estas serão ainda mais acentuadas no futuro na área de estudo. No entanto, com o desenvolvimento de diferentes formas de gestão da paisagem, tais mudanças poderão ser mitigadas (Fig.8).

De acordo com as simulações obtidas, espera-se um aumento de áreas de pastagens ao longo dos anos, essencialmente até ao ano de 2030. Sendo a exceção o cenário 'FireSmart' onde se observa um decréscimo acentuado até 2050, provavelmente devido ao aumento na taxa de sucessão ecológica de 2.4 e a 400 ha destinados ao abandono, que poderão facilmente converter-se a matos. Por outro lado, prevê-se uma diminuição da área de matos, essencialmente, quando se proporciona um aumento de áreas destinadas a culturas agrícolas e, também, quando se implementa uma estratégia combinada com o desenvolvimento de área florestal. Estimam-se perdas de área de matos que vão dos 39 000 ha a 55 000 ha entre os cenários 'HNVf' e 'HNVf + FireSmart', de 2011 a 2050 (Fig.8). Também no cenário 'BAU' se verifica uma ligeira

perda de área de matos de cerca de 9700 ha nas próximas 4 décadas. Como seria de esperar, as simulações mostram que com o aumento de zonas agrícolas com zonas de florestas mais resilientes (ver cenários 'HNVf + FireSmart', Fig.8), as florestas perenifólias tendem a diminuir, sendo que em cenários de beneficiação de algumas áreas agrícolas ou em 'BAU', estas demonstram ter uma resposta positiva que se acentua nos próximos anos. As simulações mostraram também que os cenários de 'FireSmart' são benéficos para áreas florestais de caducifólias com aumentos de 60 a 90%, seguido dos dois cenários de 'HNVf + FireSmart'. Por fim, a vegetação esparsa diminui bruscamente até 2050 em todos os cenários de forma praticamente idêntica, com perdas que podem superar os 7 500 ha (Fig.8).

3.3. Impactes dos cenários na distribuição potencial da avifauna

De 93 espécies de aves modelizadas, 46 estão sob algum estatuto de proteção (ver Anexo I), das quais 13 estão contempladas no Anexo I da Diretiva das Aves.

As simulações sugerem um favorecimento em prol das espécies protegidas dentro das áreas protegidas (APs). Atendendo às práticas exercidas atualmente ('BAU'), em matéria de gestão da paisagem e do regime de fogo dentro das APs, os resultados apontam para um decréscimo (de área potencial de distribuição) na ordem dos 65 000 ha até 2050, destas 46 espécies protegidas (Fig. 9). Num cenário com aplicação de estratégias 'FireSmart' o decréscimo seria ainda mais acentuado, em contrapartida, a promoção de áreas agrícolas ('HNVf') ou uma gestão combinada de 'HNVf + FireSmart' parecem favorecer um aumento na área potencial de distribuição destas espécies em áreas protegidas, até 2050, em cerca de 50 000 e 49 000 ha, respetivamente, em relação aos valores de referência de 1990 (Fig. 9). Dentro das APs, as espécies sem estatutos de proteção seriam igualmente beneficiadas significativamente por estes dois cenários ('HNVf' e 'HNVf + FireSmart'), com aumentos potenciais de distribuição a rondar os 170 000 e os 115 000 ha, respetivamente, até 2050. Sendo que a tendência atual ('BAU') se prolongaria inalterável ao longo dos anos, essencialmente de 2010 a 2050 e, uma conversão da floresta ('FireSmart') levaria ao seu decréscimo (ver Fig. 9).



Figura 9. Área potencial de ocupação (em centenas de hectares) das espécies com e sem estatuto de proteção prevista para os diferentes cenários de gestão dentro e fora das áreas protegidas (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3).

Por outro lado, as simulações (Fig. 9) apontam para uma diminuição geral da área potencial de distribuição das 93 espécies nas zonas adjacentes aos limites protegidos, em relação aos valores de referência do ano de 1990, sendo as espécies não protegidas as mais afetadas em todos os cenários. No entanto, com a implementação de estratégias 'HNVf' e 'HNVf + FireSmart' fora das APs, a população de espécies com estatutos de proteção pode ser estabilizada a partir do ano de 2030, atingindo os valores iniciais dos anos de 2000 e 2010 (ver Fig. 9).

Do ponto de vista dos habitats (Anexo II) as espécies florestais presentes dentro das APs, no passado, registavam um aumento entre 2000 e 2010 que, coincide com o aumento da mancha florestal de caducifólias para este período, que se prolongaria até 2050 (ver cenário 'BAU', Fig. 8). Contudo, com uma gestão 'HNVf' e/ou 'HNVf + FireSmart', este grupo faunístico, teria um aumento da área potencial de distribuição com valores acima dos 190 000 e 145 000 ha, respetivamente, de 2010 a 2050 (Anexo II). Esta tendência de beneficiação por parte destes dois cenários, repete-se para os grupos de espécies cujos seus habitats sejam as zonas agrícolas, os meios

humanizados e, habitats abertos. Sendo as espécies de montanha, as mais prejudicadas em todos cenários, mas especificamente em 'BAU' e 'FireSmart' com quebras na ordem dos 25% em relação ao ano de 2010 (Anexo II). Nas zonas envolventes às APs, a tendência geral ('BAU') é para uma perda na distribuição potencial das espécies pelos cinco habitats, sendo estas beneficiadas em cenários 'HNVf' e 'HNVf + FireSmart', no entanto sem conseguirem atingir os valores de referência de 1990, à exceção das espécies de zonas humanizadas (Anexo II).

As simulações relativamente aos hábitos alimentares (Anexo III) das 93 espécies estudadas, continuam a mostrar que os cenários 'HNVf' e 'HNVf + FireSmart' favoreceriam o aumento geral da área potencial de distribuição e, que a tendência ao longo do tempo em 'BAU' seria de decréscimo, que é mais acentuado fora dos limites de proteção local.

A promoção de áreas 'HNVf' na RB-GX, bem como a sua conjugação com a conversão florestal ('HNVf + FireSmtar') têm-se destacado positivamente (ver Figs. 7 e 9). Se por um lado apresenta resultados muito interessantes, a curto e médio prazo, em relação à área suprimida passiva (Fig.7), como também na redução de área queimada (Fig.6), por outro favorece uma diversidade de habitats que parece ser a desejável para atingir melhores resultados na distribuição potencial das espécies na RB-GX (Anexo II).

4. Discussão

4.1. Gestão da paisagem e regime de fogo

A opção de gestão de incêndios que é tipicamente implementada na área de estudo envolve enormes recursos investidos na supressão que, a par da topografia e da reduzida rede de acessos, dificulta ainda mais a tarefa de combate às chamas. Os resultados confirmam que o impacto dos incêndios será cada vez maior (Fig. 6) (Cochrane et al., 2012; Fernandes, 2013), como resultado da interação entre o aumento da carga combustível e a continuidade da paisagem devido ao abandono rural (Loepfe et al., 2010) e as atuais políticas centradas apenas na extinção (Moreira et al., 2011a).

Esperam-se grandes incêndios que serão cada vez mais frequentes levando ao favorecimento de paisagens cada vez mais extensas e imensamente cobertas por um manto denso e propenso ao fogo (Moreira et al., 2011a). Subjacente a estes fatores de mudança no regime de fogo e na dinâmica da paisagem, juntamente com o elevado número de ignições e a elevada área florestal não gerida, o impacto dos incêndios será ainda mais gravoso. De acordo com diversos estudos, o aumento dos eventos extremos de verão seco e quente elevam a inflamabilidade dos combustíveis e a severidade os incêndios (Dury et al., 2011; Piñol et al., 1998; Sarris et al., 2014), facilitando a progressão das chamas, dificultando o controlo do perímetro do incêndio e consequentemente o combate às chamas. Determina-se também que com diferentes estratégias de gestão da paisagem direcionadas ao aumento de uma massa florestal mais resiliente e menos inflamável (florestas de caducifólias, por exemplo) e de áreas agrícolas, se poderão controlar ou mitigar o impacto do fogo e consequentemente reduzir a área queimada (Figs. 6 e 7).

Os resultados acrescentam que uma gestão *fire-smart* por si só não será suficiente nem para a prevenção de incêndios (Fig. 7) ou para a conservação de espécies (Fig. 9), ao contrário do que acontece com uma combinação de políticas dirigidas à promoção de áreas agrícolas juntamente com a conversão da floresta para uma estrutura mais resistente ao fogo, que apresenta resultados mais eficazes (ver Fig. 6 e 7). Estudos prévios também confirmam a necessidade de acompanhar políticas de prevenção baseadas na redução da carga de combustível com políticas de gestão florestal sustentável a escala de paisagem (Regos et al., 2016a, 2014).

4.2. Respostas da biodiversidade

Os resultados mostram que a resposta e a resiliência a essas mudanças impulsionadas pelo regime de fogo, pelas alterações no uso e ocupação do solo motivadas essencialmente pelo abandono, são diversas entre cada espécie (De Cáceres et al., 2013b; Foster et al., 2009; Guilherme & Miguel Pereira, 2013; Rey Benayas J., Martins A., Nicolau J.M., 2007). Diversos estudos demonstraram que a distribuição de espécies de aves está relacionada com a frequência e sazonalidade do regime de fogo (Bradstock, 2010; De Cáceres et al., 2013a; Reside et al., 2012). Assim, as distribuições de espécies podem responder aos regimes de fogo de diferentes formas, como resultado das diferentes preferências de habitat, capacidade de dispersão (De Cáceres et al., 2013a), de resiliência e adaptação à perturbação.

De um modo geral, os modelos indicaram perdas mais acentuadas na área potencial de distribuição de espécies em cenários de tendência atual ('BAU') e com a aplicação de uma estratégia 'FireSmart' (Fig. 9, Anexo II, Anexo III). Isto é, a tendência de abandono poderá ter efeitos negativos para a biodiversidade, tal como o desenvolvimento de massas florestais mais resistentes ao fogo poderão afetar as espécies de espaços abertos, como por exemplo a Escrevedeira-amarela (*Emberiza citrinela*) e o Pintarroxo-comum (*Carduelis cannabina*) (Anexo IV).

Para Plieninger et al. (2014) uma estratégia de "rewilding" não tem demonstrado ser uma abordagem uniformizada para as políticas de gestão e conservação da biodiversidade após o abandono da terra. Estas abordagens agroambientais devem ser adaptadas ao ecossistema local, à estrutura da paisagem e ao contexto de usos do solo. Por exemplo, Plieninger et al. (2014) sugerem que o abandono por parcelas dentro de áreas cultivadas, pode aumentar a heterogeneidade da paisagem e a diversidade de habitats e, assim contribuir para a restauração ecológica (Keenleyside & Tucker, 2010). Em contraste, o abandono da terra nas paisagens pastoris pode ser prejudicial, em particular para a biodiversidade das áreas agrícolas (Anexo IV) que está ligada a atividades humanas ativas (Plieninger & Bieling, 2013). Todavia, uma configuração ideal poderia basear-se na promoção de um mosaico de paisagem, fragmentada de diferentes estágios de sucessão e de tipos de gestão que seria benéfico para grupos taxonómicos específicos (Rey Benayas J., Martins A., Nicolau J.M., 2007).

Posto isto, algumas espécies são beneficiadas pelo crescimento da floresta após o abandono das áreas agrícolas (beneficiadas pela redução da pressão humana e restauração do habitat natural) (Bowen et al. 2007), como mostram os resultados (Anexo VII) para diversas espécies, salientando *Parus ater* e *Regulus ignicapillus* tal como

confirmam outros estudos prévios (ver mais em Navarro & Pereira 2012 e em Russo 2007). Em contraste, segundo os resultados obtidos, as espécies de espaços abertos serão afetadas negativamente pelo abandono da terra (Butler et al., 2010; Guilherme & Miguel Pereira, 2013; Russo, 2007) e pelo “rewilding” (Navarro & Pereira, 2012) como por exemplo a *Alectoris rufa* e a *Upupa epops* (Anexo IV).

No geral, as projeções sugerem que com uma gestão proativa focada nas mudanças nos usos do solo e no regime de incêndios (ver cenários ‘HNVf’ e ‘HNVf + FireSmart’), favorecerá a diversidade de aves na RB-GX (Fig. 9, Anexo II e III). As diminuições na abundância de certos grupos de aves podem indicar um declínio da funcionalidade do ecossistema (Proença & Pereira, 2015; Richardson & Loomis, 2009; White et al., 1997).

Com efeito, ao analisar a distribuição potencial das espécies segundo os seus hábitos alimentares (Anexo III), presentes dentro das áreas protegidas, num geral estas espécies tendem a ser igualmente beneficiadas em cenários ‘HNVf’ e ‘HNVf + FireSmart’, nos quais se poderão esperar valores muito superiores aos valores de referência do ano de 1990 (Anexo III). Em contraste, as espécies fora dos limites das áreas protegidas, tendem a diminuir drasticamente, essencialmente em ‘BAU’ e em ‘FireSmart’, no entanto os restantes dos cenários, apesar de serem mais benéficos, não conseguem atingir os valores de referência, com a exceção das aves carnívoras. Segundo as preferências de habitat das espécies estudadas, os resultados confirmam que as espécies de habitats de montanha (Anexo VI), agrícolas e antropogénicos serão menos comuns, sendo que algumas poderão extinguir-se localmente (ver Anexo IV e VI) (Mönkkönen et al., 2006; Regos et al., 2016c; Srivastava & Lawton, 1998), ao contrário do que acontece com espécies florestais (distribuição por espécie no Anexo VII) (Seoane & Carrascal, 2007; Sirami et al., 2008b) e de matos (distribuição por espécie no Anexo V), dentro da área protegida (Anexo II). No entanto, a aplicação de estratégias agrícolas e a combinação da área agrícola com a conversão inteligente das florestas (ver cenários ‘HNVf’ e ‘HNVf + FireSmart’) sugerem um aumento na distribuição de aves em todos os tipos de habitats, à exceção dos habitats de montanha (Anexo II). Estes resultados estão em linha com as tendências registadas para as espécies associadas a matos e pastagens de montanha na Europa (Lehikoinen et al., 2018). Fora da área protegida, os resultados apontam para um decréscimo das espécies nos cinco tipos de habitats, sendo mais acentuada nas espécies agrícolas, antropogénicas e florestais, sendo estas estabilizadas apenas com cenários de promoção de áreas agrícolas de elevado valor (Anexo II). No entanto, as espécies de montanha e de matos, presentes nas zonas adjacentes às áreas protegidas, irão diminuir ao longo do tempo em qualquer dos cenários, não se conseguindo atingir os valores de referência do ano

de 1990 (Anexo II). Por tudo isto, é importante avaliar a eficácia futura das áreas protegidas atualmente estabelecidas para conservação de espécies (Chiarucci et al., 2008; Duckworth & Altwegg, 2018), tratando-se de uma RB, a salvaguarda dos recursos naturais e destes ecossistemas altamente propensos a incêndios é fundamental. Embora se espere que a eficácia das áreas protegidas aumente no futuro (Hoffmann et al., 2018), os resultados preveem uma diminuição na distribuição de aves de interesse de conservação tanto dentro como fora da área protegida, no cenário atual de abandono rural (Fig. 9). Isso esclarece a necessidade de implementar estratégias proativas de conservação dentro das áreas protegidas que tenham em conta o regime de fogo e gestão do território para manter e melhorar a conservação da biodiversidade sob diversas condições ambientais (Gaston et al., 2008; Hoffmann et al., 2018; Regos et al., 2016b).

4.3. Observações finais: sinergias, gestão da paisagem e implicações futuras

Este trabalho explora a efetividade de políticas baseadas no conceito de *fire-smart* (Fernandes et al., 2016), como uma gestão mais resistente e resiliente aos incêndios, focada numa conversão inteligente da paisagem. Esta perspetiva de gestão dos incêndios rurais e da biomassa florestal procura estabelecer um equilíbrio entre a necessidade de se viver com o fogo de uma forma sustentável que reduza o risco de sofrer grandes incêndios florestais e ao mesmo tempo assegure a conservação da biodiversidade. Existe toda uma cadeia de gestão de risco de incêndios que suporta como sinergias a prevenção, a mitigação, a preparação, a extinção e a recuperação (Tedim, 2016), que se influenciam mutuamente, e que deve ser tida em conta, como um todo.

Espera-se que com a integração de políticas de gestão de incêndios em sintonia com os objetivos de conservação, se forneçam soluções benéficas em ambos os campos: conservação de espécies e supressão de incêndios (Regos et al., 2018).

O abandono da terra é visto, por alguns autores, como uma oportunidade para a conservação da biodiversidade na Europa (Navarro & Pereira, 2015), no entanto também poderá ser o impulsionador de uma vegetação mais inflamável e propensa ao fogo, aumentando a homogeneidade e a continuidade na paisagem levando a alterações no comportamento do fogo (Azevedo et al., 2011; Fernandes et al., 2016; Moreira et al., 2011b; Sil et al., 2019). Os resultados obtidos estão de acordo com outros estudos (ver por exemplo Fernandes et al., 2014) que descrevem tendências

semelhantes em relação às mudanças no regime de fogo devido a mudanças ocorridas ao nível da paisagem (composição e estrutura do combustível), tal como o aumento do perigo de incêndio após a invasão por arbustos e florestas nas zonas agrícolas (Azevedo et al. 2011). Este padrão geral destaca as relações entre o abandono agrícola e o perigo de incêndio no Mediterrâneo (Moreira et al., 2011b). Portanto, as atividades agropastoris devem continuar a desempenhar um papel predominante no apoio ao desenvolvimento sustentável das populações das zonas rurais e na intervenção ao nível da paisagem e do risco de incêndio (Moreira et al., 2011b; Sil et al., 2019).

Os padrões identificados neste estudo sugerem que políticas dirigidas a recuperação ou promoção de áreas agrícolas pode aumentar a capacidade de moderar eventos extremos de fogo, tal é como se documentou noutras áreas do norte de Portugal (Moreira e Pe'er, 2018; Sil et al., 2019). Como relataram outros estudos, como por exemplo Regos et al. (2018), os nossos resultados mostraram também que uma perspectiva de conservação e de gestão mais pró-ativa focada na dinâmica de fogo-paisagem poderá aumentar a distribuição de aves dentro e fora das áreas protegidas. Isto é particularmente importante para mitigar os impactes dos incêndios, mas também para aumentar a resiliência dos ecossistemas e suas comunidades ao fogo (João et al., 2018). No entanto, esta gestão dependerá, em grande parte, de um planeamento e de uma gestão focada principalmente em medidas preventivas (Regos et al., 2018) relacionadas com a gestão de combustíveis (conversão do tipo de combustível em paisagens inteligentes em relação ao fogo) (Fernandes, 2013).

O recurso a fogo prescrito também poderá ser uma ferramenta de apoio à gestão dos combustíveis e conseqüentemente contribuir para a redução do risco de incêndio (Úbeda et al., 2018). O uso adequado do fogo em parceria com as comunidades rurais e partes interessadas com os profissionais certificados e acreditados para este efeito, poderão trabalhar em sintonia na gestão da paisagem (Úbeda et al., 2018) e na salvaguarda dos recursos naturais. Esta forma de gestão não só acarreta benefícios para mitigar o impacto dos incêndios e o controlo da biomassa florestal, como também auxilia na renovação de zonas de pastagem, como mostraram outros estudos (Shakesby et al., 2015; Úbeda et al., 2018).

Em áreas que não exista possibilidade de promover atividades agrícolas ou pastoris, uma outra alternativa seria a reflorestação por espécies mais resistentes ao fogo, promovendo uma paisagem *fire-smart* (Fernandes, 2013), capaz de ser mais resiliente, heterogénea em estrutura, em idade e maturação, pois uma reflorestação monocultural em grande escala poderá ser altamente prejudicial em termos de risco de incêndio ao nível da paisagem (Moreira et al., 2011b). Ou seja, seria desejável a criação de

mosaicos de paisagem fragmentados e diversificados, visto que iriam funcionar como oportunidade de supressão e também, como promoção de diversos habitats.

Em suma, os resultados sugerem que uma estratégia de gestão *fire-smart* focada numa vertente de favorecimento de áreas agrícolas com áreas de floresta de caducifólias, poderá ser o ponto de partida para uma prevenção de incêndios mais eficiente que o mesmo tempo favorece a promoção e conservação de espécies mais ameaçadas (Fig. 9). No entanto, o fator temporal é importante visto que a conversão das massas florestais requer algum tempo de desenvolvimento para que se atinja alguma eficiência na redução de incêndios ou na promoção de oportunidade de supressão. Estas orientações de gestão centradas na promoção de práticas agropastoris e redução de risco de incêndios terão impactes positivos em espécies de interesse para a conservação (espécies que constam no Anexo I da Diretiva das Aves) como a Petinha-dos-campos (*Anthus campestre*), Águia-real (*Aquila chrysaetos*), Bufo-real (*Bubo bubo*), Falcão-peregrino (*Falco peregrinus*), Picanço-do-dorso-ruivo (*Lanius collurio*), Cotovia-dos-bosques (*Lullula arborea*), Bútio-vespeiro (*Pernis apivorus*), Gralha-de-bico-vermelho (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*), entre outras. Caso nada seja feito em matéria de mitigação dos impactes dos incêndios, gestão da paisagem e conservação da biodiversidade, espera-se, num geral, que as espécies protegidas e não protegidas percam em média 19% da sua distribuição até 2050 na RB-GX.

5. Conclusões

O presente estudo é uma tentativa ambiciosa de prever as mudanças na biodiversidade, com base em simulações da dinâmica da paisagem e do regime de fogo sob diversos cenários de gestão focados numa estratégia *fire-smart*, para uma região montanhosa fortemente afetada pelos incêndios. Esta abordagem permitiu-nos prever mudanças futuras na distribuição de espécies relacionando-as com as suas respostas à dinâmica da vegetação, impulsionadas pelo regime de perturbações relacionadas com o fogo e com o abandono da terra.

A tendência atual dos incêndios rurais aponta para um aumento significativo da área queimada e, conseqüentemente, para uma homogeneização da paisagem, é também moldada pelo clima, pela topografia e pelo Homem. Os resultados sugerem que uma gestão da paisagem direcionada para uma conversão florestal menos inflamável e a promoção de áreas agrícolas poderá ser benéfica para a redução da área ardida na RB-GX, para a salvaguarda dos recursos naturais e dos habitats e, conseqüentemente, para conservação de espécies que, caso contrário, estariam sujeitas a uma redução nas próximas décadas.

A incorporação das dinâmicas do fogo-paisagem nos modelos de distribuição de espécies é essencial para prever os potenciais efeitos das políticas de gestão dos incêndios rurais e da paisagem sobre a biodiversidade. A avaliação de cenários alternativos de gestão estabelece a oportunidade para informar e dar suporte a gestores e decisores sobre quais as políticas mais adequadas a serem tomadas de forma a conduzir a situações benéficas tanto para a prevenção de incêndios como para a conservação de espécies. Em particular, espera-se um aumento das espécies florestais e das espécies associadas a matos, beneficiadas pelas estratégias de promoção de áreas agrícolas e pela combinação de áreas agrícolas com espaços *fire-smart*, as quais estabelecem oportunidades de supressão do fogo e também de promoção da heterogeneidade de habitats, bem como possibilitam uma heterogeneidade na maturação da biomassa florestal, humidade, continuidade e densidade.

Tratando-se de uma RB é crucial a salvaguarda dos recursos e a aplicação de medidas de prevenção e combate a incêndios que, atualmente, não têm tido grande efeito essencialmente no lado Português.

Referências bibliográficas

- Aquilué, N., De Cáceres, M., Fortin, M.J., Fall, A., Brotons, L., 2017. A spatial allocation procedure to model land-use/land-cover changes: Accounting for occurrence and spread processes. *Ecol. Modell.* 344, 73–86. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.11.005>
- Azevedo, J.C., Moreira, C., Castro, J.P., Loureiro, C., 2011. Agriculture Abandonment, Land-use Change and Fire Hazard in Mountain Landscapes in Northeastern Portugal, em: *Landscape Ecology in Forest Management and Conservation*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 329–351. https://doi.org/10.1007/978-3-642-12754-0_14
- Bedia, J., Golding, N., Casanueva, A., Iturbide, M., Buontempo, C., Gutiérrez, J.M., 2018. Seasonal predictions of Fire Weather Index: Paving the way for their operational applicability in Mediterranean Europe. *Clim. Serv.* 9, 101–110. <https://doi.org/10.1016/j.cliser.2017.04.001>
- BirdLife International, 2017. EUROPEAN BIRDS Populations , trends and national responsibilities, BirdLife International. <https://doi.org/ISBN 978-1-912086-00-9>
- Bond, W.J., Archibald, S., 2003. Confronting complexity: fire policy choices in South African savanna parks. *Int. J. Wildl. Fire* 12, 381. <https://doi.org/10.1071/WF03024>
- Bowen, M.E., McAlpine, C.A., House, A.P.N., Smith, G.C., 2007. Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. *Biol. Conserv.* 140, 273–296. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.08.012>
- Bradstock, R.A., 2010. A biogeographic model of fire regimes in Australia: current and future implications. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19, 145–158. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00512.x>
- Brotons, L., Aquilué, N., de Cáceres, M., Fortin, M.J., Fall, A., 2013. How Fire History, Fire Suppression Practices and Climate Change Affect Wildfire Regimes in Mediterranean Landscapes. *PLoS One* 8, e62392. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062392>
- Butler, S.J., Boccaccio, L., Gregory, R.D., Vorisek, P., Norris, K., 2010. Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agric. Ecosyst. Environ.* 137, 348–357. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.03.005>
- Chiarucci, A., Bacaro, G., Rocchini, D., 2008. Quantifying plant species diversity in a Natura 2000 network: Old ideas and new proposals. *Biol. Conserv.* 141, 2608–2618. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.024>
- Cochrane, M.A., Moran, C.J., Wimberly, M.C., Baer, A.D., Finney, M.A., Beckendorf,

- K.L., Eidenshink, J., Zhu, Z., 2012. Estimation of wildfire size and risk changes due to fuels treatments. *Int. J. Wildl. Fire* 21, 357. <https://doi.org/10.1071/WF11079>
- Coreau, A., Martin, J.L., 2007. Multi-scale study of bird species distribution and of their response to vegetation change: A Mediterranean example. *Landsc. Ecol.* 22, 747–764. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9074-2>
- De Cáceres, M., Brotons, L., Aquilué, N., Fortin, M.-J., 2013a. The combined effects of land-use legacies and novel fire regimes on bird distributions in the Mediterranean. *J. Biogeogr.* 40, 1535–1547. <https://doi.org/10.1111/jbi.12111>
- De Cáceres, M., Brotons, L., Aquilué, N., Fortin, M.J., 2013b. The combined effects of land-use legacies and novel fire regimes on bird distributions in the Mediterranean. *J. Biogeogr.* 40, 1535–1547. <https://doi.org/10.1111/jbi.12111>
- Domínguez, J., Lamosa, A., Pardavila, X., Martínez-Freiría, F., Regos, A., Gil, A., Vidal, M., 2012. Atlas de los vertebrados terrestres reproductores en el parque natural Baixa Limia-Serra do Xurés y ZEPVN-LIC Baixa Limia. 9788469565445.
- Duckworth, G.D., Altwegg, R., 2018. Effectiveness of protected areas for bird conservation depends on guild. *Divers. Distrib.* 24, 1083–1091. <https://doi.org/10.1111/ddi.12756>
- Dury, M., Hambuckers, A., Warnant, P., Henrot, A., Favre, E., Ouberdous, M., François, L., 2011. Responses of European forest ecosystems to 21st century climate: assessing changes in interannual variability and fire intensity. *iForest - Biogeosciences For.* 4, 82–99. <https://doi.org/10.3832/ifor0572-004>
- Elith, J., H. Graham, C., P. Anderson, R., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., J. Hijmans, R., Huettmann, F., R. Leathwick, J., Lehmann, A., Li, J., G. Lohmann, L., A. Loiselle, B., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., McC. M. Overton, J., Townsend Peterson, A., J. Phillips, S., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., E. Schapire, R., Soberón, J., Williams, S., S. Wisz, M., E. Zimmermann, N., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography (Cop.)*. 29, 129–151. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>
- Ellis, E.C., Goldewijk, K.K., Siebert, S., Lightman, D., Ramankutty, N., 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19, 589–606. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>
- Fadigas, L., 2011. Fundamentos Ambientais do ordenamento do território e da paisagem.
- Fernandes, P.M., 2013. Fire-smart management of forest landscapes in the Mediterranean basin under global change. *Landsc. Urban Plan.* <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.014>

- Fernandes, P.M., Botelho, H.S., 2003. A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction. *Int. J. Wildl. Fire* 12, 117. <https://doi.org/10.1071/WF02042>
- Fernandes, P.M., Loureiro, C., Guiomar, N., Pezzatti, G.B., Manso, F.T., Lopes, L., 2014. The dynamics and drivers of fuel and fire in the Portuguese public forest. *J. Environ. Manage.* 146, 373–382. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.049>
- Fernandes, P.M., Monteiro-Henriques, T., Guiomar, N., Loureiro, C., Barros, A.M.G., 2016. Bottom-Up Variables Govern Large-Fire Size in Portugal. *Ecosystems* 19, 1362–1375. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0010-2>
- Figueiredo, J., Pereira, H.M., 2011. Regime shifts in a socio-ecological model of farmland abandonment. *Landsc. Ecol.* 26, 737–749. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9605-3>
- Foster, B.L., Kindscher, K., Houseman, G.R., Murphy, C.A., 2009. Effects of hay management and native species sowing on grassland community structure, biomass, and restoration. *Ecol. Appl.* 19, 1884–1896. <https://doi.org/10.1890/08-0849.1>
- Gaston, K.J., Jackson, S.F., Cantú-Salazar, L., Cruz-Piñón, G., 2008. The Ecological Performance of Protected Areas. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 39, 93–113. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173529>
- Guilherme, J.L., Miguel Pereira, H., 2013. Adaptation of bird communities to farmland abandonment in a mountain landscape. *PLoS One* 8, e73619. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073619>
- Hoffmann, S., Beierkuhnlein, C., Field, R., Provenzale, A., Chiarucci, A., 2018. Uniqueness of protected areas for conservation strategies in the European Union. *Sci. Rep.* 8, 6445. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-24390-3>
- ICNB, sem data. Plano Sectorial da Rede Natura 2000 - Sítios.
- ICNB, sem data. Plano Sectorial da Rede Natura 2000 - Zonas de Protecção Especial.
- João, T., João, G., Bruno, M., João, H., 2018. Indicator-based assessment of post-fire recovery dynamics using satellite NDVI time-series. *Ecol. Indic.* 89, 199–212. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.02.008>
- Keenleyside, C., Tucker, G.M., 2010. Farmland abandonment in teh EU: an assessment of trends and prospects. Report prepared for WWF.
- Laiolo, P., Dondero, F., Ciliento, E., Rolando, A., 2004. Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *J. Appl. Ecol.* 41, 294–304. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00893.x>
- Lee, C., Schlemme, C., Murray, J., Unsworth, R., 2015. The cost of climate change: Ecosystem services and wildland fires. *Ecol. Econ.* 116, 261–269.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.04.020>

- Lehikoinen, A., Brotons, L., Calladine, J., Campedelli, T., Escandell, V., Flousek, J., Grueneberg, C., Haas, F., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Jiguet, F., Kålås, J.A., Lindström, Å., Lorrillière, R., Molina, B., Pladevall, C., Calvi, G., Sattler, T., Schmid, H., Sirkiä, P.M., Teufelbauer, N., Trautmann, S., 2018. Declining population trends of European mountain birds. *Glob. Chang. Biol.* 25, gcb.14522. <https://doi.org/10.1111/gcb.14522>
- Levers, C., Schneider, M., Prishchepov, A. V., Estel, S., Kuemmerle, T., 2018. Spatial variation in determinants of agricultural land abandonment in Europe. *Sci. Total Environ.* 644, 95–111. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.326>
- Loepfe, L., Martinez-Vilalta, J., Oliveres, J., Piñol, J., Lloret, F., 2010. Feedbacks between fuel reduction and landscape homogenisation determine fire regimes in three Mediterranean areas. *For. Ecol. Manage.* 259, 2366–2374. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.03.009>
- Lomba, A., Alves, P., Jongman, R.H.G., Mccracken, D.I., 2015. Reconciling nature conservation and traditional farming practices: A spatially explicit framework to assess the extent of High Nature Value farmlands in the European countryside. *Ecol. Evol.* 5, 1031–1044. <https://doi.org/10.1002/ece3.1415>
- Lomba, A., Guerra, C., Alonso, J., Honrado, J.P., Jongman, R., McCracken, D., 2014. Mapping and monitoring High Nature Value farmlands: Challenges in European landscapes. *J. Environ. Manage.* <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.04.029>
- MacDonald, D., Crabtree, J., 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. *J. Environ. Manage.* 59, 47–69. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0335>
- MAPAMA, 2018. ESTADÍSTICA GENERAL DE INCENDIOS FORESTALES, National Forest Corporation.
- Marmion, M., Luoto, M., Heikkinen, R.K., Thuiller, W., 2009a. The performance of state-of-the-art modelling techniques depends on geographical distribution of species. *Ecol. Modell.* 220, 3512–3520. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.10.019>
- Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R.K., Thuiller, W., 2009b. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Divers. Distrib.* 15, 59–69. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00491.x>
- Modugno, S., Balzter, H., Cole, B., Borrelli, P., 2016. Mapping regional patterns of large forest fires in Wildland-Urban Interface areas in Europe. *J. Environ. Manage.* 172, 112–126. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.013>

- Moller, L., Kammann, E., 2007. MAB – Man and the Biosphere.
- Mönkkönen, M., Forsman, J.T., Bokma, F., 2006. Energy availability, abundance, energy-use and species richness in forest bird communities: a test of the species?energy theory. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 15, 290–302. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00224.x>
- Moreira, F., Pe'er, G., 2018. Agricultural policy can reduce wildfires. *Science* 359, 1001. <https://doi.org/10.1126/science.aat1359>
- Moreira, F., Rego, F.C., Ferreira, P.G., 2001. Temporal (1958-1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: Implications for fire occurrence. *Landsc. Ecol.* 16, 557–567. <https://doi.org/10.1023/A:1013130528470>
- Moreira, F., Silva, J.P., Estanque, B., Palmeirim, J.M., Lecoq, M., Pinto, M., Leitão, D., Alonso, I., Pedroso, R., Santos, E., Catry, T., Silva, P., Henriques, I., Delgado, A., 2012. Mosaic-level inference of the impact of land cover changes in agricultural landscapes on biodiversity: A case-study with a threatened Grassland bird. *PLoS One* 7, e38876. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038876>
- Moreira, F., Viedma, O., Arianoutsou, M., Curt, T., Koutsias, N., Rigolot, E., Barbati, A., Corona, P., Vaz, P., Xanthopoulos, G., Mouillot, F., Bilgili, E., 2011a. Landscape – wildfire interactions in southern Europe: Implications for landscape management. *J. Environ. Manage.* 92, 2389–2402. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.028>
- Moreira, F., Viedma, O., Arianoutsou, M., Curt, T., Koutsias, N., Rigolot, E., Barbati, A., Corona, P., Vaz, P., Xanthopoulos, G., Mouillot, F., Bilgili, E., 2011b. Landscape – wildfire interactions in southern Europe: Implications for landscape management. *J. Environ. Manage.* 92, 2389–2402. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.028>
- Navarro, L.M., Pereira, H.M., 2015. Rewilding Abandoned Landscapes in Europe, em: *Rewilding European Landscapes*. Springer International Publishing, Cham, pp. 3–23. https://doi.org/10.1007/978-3-319-12039-3_1
- Navarro, L.M., Pereira, H.M., 2012. Rewilding Abandoned Landscapes in Europe. *Ecosystems* 15, 900–912. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9558-7>
- Pausas, J.G., Keeley, J.E., 2019. Wildfires as an ecosystem service. *Front. Ecol. Environ.* 17, 289–295. <https://doi.org/10.1002/fee.2044>
- Peco, B., Carmona, C.P., de Pablos, I., Azcárate, F.M., 2012. Effects of grazing abandonment on functional and taxonomic diversity of Mediterranean grasslands. *Agric. Ecosyst. Environ.* 152, 27–32. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.009>
- Pimenta, M., Santarém, M.L., 1996. *Atlas das Aves do Parque Nacional da Peneda-Gerês*.
- Piñol, J., Terradas, J., Lloret, F., 1998. Climate warming, wildfire hazard, and wildfire

- occurrence in coastal eastern Spain. *Clim. Change* 38, 345–357. <https://doi.org/10.1023/A:1005316632105>
- Plieninger, T., Bieling, C., 2013. Resilience-based perspectives to guiding high-nature-value farmland through socioeconomic change. *Ecol. Soc.* 18. <https://doi.org/10.5751/ES-05877-180420>
- Plieninger, T., Hui, C., Gaertner, M., Huntsinger, L., 2014. The Impact of Land Abandonment on Species Richness and Abundance in the Mediterranean Basin: A Meta-Analysis. *PLoS One* 9, e98355. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098355>
- Pôças, I., Cunha, M., Pereira, L.S., 2011. Remote sensing based indicators of changes in a mountain rural landscape of Northeast Portugal. *Appl. Geogr.* 31, 871–880. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.01.014>
- Preiss, E., Martin, J.L., Debussche, M., 1997. Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: Consequences to the breeding avifauna. *Landsc. Ecol.* 12, 51–61. <https://doi.org/10.1007/BF02698207>
- Proença, V., Pereira, H.M., 2015. Ecosystem Changes, Biodiversity Loss and Human Well-Being☆, em: Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09557-9>
- Queiroz, C., Beilin, R., Folke, C., Lindborg, R., 2014. Farmland abandonment: threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. *Front. Ecol. Environ.* 12, 288–296. <https://doi.org/10.1890/120348>
- Regos, A., Aquilué, N., López, I., Codina, M., Retana, J., Brotons, L., 2016a. Synergies Between Forest Biomass Extraction for Bioenergy and Fire Suppression in Mediterranean Ecosystems: Insights from a Storyline-and-Simulation Approach. *Ecosystems* 19, 786–802. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-9968-z>
- Regos, A., Aquilué, N., Retana, J., De Cáceres, M., Brotons, L., 2014. Using unplanned fires to help suppressing future large fires in mediterranean forests. *PLoS One* 9, e94906. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0094906>
- Regos, A., D'Amen, M., Herrando, S., Guisan, A., Brotons, L., 2015a. Fire management, climate change and their interacting effects on birds in complex Mediterranean landscapes: dynamic distribution modelling of an early-successional species—the near-threatened Dartford Warbler (*Sylvia undata*). *J. Ornithol.* 156, 275–286. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1174-9>
- Regos, A., D'Amen, M., Titeux, N., Herrando, S., Guisan, A., Brotons, L., 2016b. Predicting the future effectiveness of protected areas for bird conservation in Mediterranean ecosystems under climate change and novel fire regime scenarios. *Divers. Distrib.* 22, 83–96. <https://doi.org/10.1111/ddi.12375>

- Regos, A., Domínguez, J., Gil-Tena, A., Brotons, L., Ninyerola, M., Pons, X., 2016c. Rural abandoned landscapes and bird assemblages: winners and losers in the rewilding of a marginal mountain area (NW Spain). *Reg. Environ. Chang.* 16, 199–211. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0740-7>
- Regos, A., Hermoso, V., D’Amen, M., Guisan, A., Brotons, L., 2018. Trade-offs and synergies between bird conservation and wildfire suppression in the face of global change. *J. Appl. Ecol.* 55, 2181–2192. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13182>
- Regos, A., Ninyerola, M., Moré, G., Pons, X., 2015b. Linking land cover dynamics with driving forces in mountain landscape of the Northwestern Iberian Peninsula. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 38, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.11.010>
- Reside, A.E., VanDerWal, J., Kutt, A., Watson, I., Williams, S., 2012. Fire regime shifts affect bird species distributions. *Divers. Distrib.* 18, 213–225. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00818.x>
- Rey Benayas J., Martins A., Nicolau J.M., S.J.J., 2007. Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. *CAB Rev. Perspect. Agric. Vet. Sci. Nutr. Nat. Resour.* 2. <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20072057>
- Richardson, L., Loomis, J., 2009. The total economic value of threatened, endangered and rare species: An updated meta-analysis. *Ecol. Econ.* 68, 1535–1548. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.10.016>
- Romero-Calcerrada, R., Perry, G.L.W., 2004. The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA 'Encinares del río Alberche y Cofio, Central Spain, 1984-1999. *Landsc. Urban Plan.* 66, 217–232. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00112-9](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00112-9)
- Rudel, T.K., Coomes, O.T., Moran, E., Achard, F., Angelsen, A., Xu, J., Lambin, E., 2005. Forest transitions: Towards a global understanding of land use change. *Glob. Environ. Chang.* 15, 23–31. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.11.001>
- Russo, D., 2007. Effects of land abandonment on animal species in Europe: conservation and management implications. Integrated assessment of vulnerable ecosystems under global change in European Union. Project report.
- Sarris, D., Christopoulou, A., Angelonidi, E., Koutsias, N., Fulé, P.Z., Arianoutsou, M., 2014. Increasing extremes of heat and drought associated with recent severe wildfires in southern Greece. *Reg. Environ. Chang.* 14, 1257–1268. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0568-6>
- Sebastián-López, A., Salvador-Civil, R., Gonzalo-Jiménez, J., SanMiguel-Ayanz, J., 2008. Integration of socio-economic and environmental variables for modelling long-term fire danger in Southern Europe. *Eur. J. For. Res.* 127, 149–163.

- <https://doi.org/10.1007/s10342-007-0191-5>
- Sekercioglu, C.H., 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol. Evol.* <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>
- Seoane, J., Carrascal, L.M., 2007. Interspecific differences in population trends of Spanish birds are related to habitat and climatic preferences. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 0, 071113201427002–???. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00351.x>
- Shakesby, R.A., Bento, C.P.M., Ferreira, C.S.S., Ferreira, A.J.D., Stoof, C.R., Urbanek, E., Walsh, R.P.D., 2015. Impacts of prescribed fire on soil loss and soil quality: An assessment based on an experimentally-burned catchment in central Portugal. *CATENA* 128, 278–293. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.03.012>
- 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. *Ecosyst. Serv.* 36, 100908. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100908>
- Sirami, C., Brotons, L., Burfield, I., Fonderflick, J., Martin, J.-L., 2008a. Is land abandonment having an impact on biodiversity? A meta-analytical approach to bird distribution changes in the north-western Mediterranean. *Biol. Conserv.* 141, 450–459. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2007.10.015>
- Sirami, C., Brotons, L., Burfield, I., Fonderflick, J., Martin, J.-L., 2008b. Is land abandonment having an impact on biodiversity? A meta-analytical approach to bird distribution changes in the north-western Mediterranean. *Biol. Conserv.* 141, 450–459. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.10.015>
- Sousa-Silva, R., Alves, P., Honrado, J., Lomba, A., 2014. Improving the assessment and reporting on rare and endangered species through species distribution models. *Glob. Ecol. Conserv.* 2, 226–237. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.09.011>
- Srivastava, D.S., Lawton, J.H., 1998. Why More Productive Sites Have More Species: An Experimental Test of Theory Using Tree-Hole Communities. *Am. Nat.* 152, 510–529. <https://doi.org/10.1086/286187>
- Tedim, F., 2016. O conceito de “fire smart territory”: contributo para a mudança de perspectiva na gestão dos incêndios florestais em Portugal, em: *Geografia, paisagem e riscos: livro de homenagem ao Prof. Doutor António Pedrosa*. p. 353. https://doi.org/https://doi.org/10.14195/978-989-26-1233-1_12
- Tedim, F., Xanthopoulos, G., Leone, V., 2014. Forest Fires in Europe: Facts and Challenges, em: *Wildfire Hazards, Risks, and Disasters*. Elsevier, pp. 77–99. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-410434-1.00005-1>
- Thuiller, W., 2003. BIOMOD - Optimizing predictions of species distributions and

- projecting potential future shifts under global change. *Glob. Chang. Biol.* 9, 1353–1362. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00666.x>
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., Araújo, M.B., 2009. BIOMOD - A platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography (Cop.)*. 32, 369–373. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05742.x>
- Turner, M.G., Donato, D.C., Romme, W.H., 2013. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. *Landsc. Ecol.* 28, 1081–1097. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9741-4>
- Úbeda, X., Pereira, P., Badía, D., 2018. Prescribed fires. *Sci. Total Environ.* 637–638, 385–388. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.272>
- van der Zanden, E.H., Verburg, P.H., Schulp, C.J.E., Verkerk, P.J., 2017. Trade-offs of European agricultural abandonment. *Land use policy* 62, 290–301. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.01.003>
- White, P.C.L., Gregory, K.W., Lindley, P.J., Richards, G., 1997. Economic values of threatened mammals in Britain: A case study of the otter *Lutra lutra* and the water vole *Arvicola terrestris*. *Biol. Conserv.* 82, 345–354. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00036-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00036-0)

Anexos

Anexo I: Lista de espécies modelizadas e respetivos estatutos de proteção e conservação (presença no Livro Vermelho (LV) dos Vertebrados de Portugal e Espanha, anexo I da Diretiva das Aves, classificação SPEC (Species of European Conservation Concern), SPEC 1 - Espécies europeias de preocupação de conservação global; SPEC 2 - Espécies cuja população global está concentrada na Europa; SPEC 3 - Espécies cuja população global não está concentrada na Europa (mais detalhes em BirdLife International 2017)).

AUC	N	Acrónimo	Nome Científico	Nome Comum	LV	Diretiva	SPEC	Habitat	Dieta	Nidificação
0.893	175	AAPU	<i>Apus apus</i>	Andorinhão-preto			3	Antropogénico	Insetívora	Antropogénico
0.908	369	AARV	<i>Alauda arvensis</i>	Cotovia			3	Matos	Granívora	Solo
0.888	236	ACAM	<i>Anthus campestris</i>	Petinha dos campos		I	3	Matos	Insetívora	Solo
0.888	241	ACAU	<i>Aegithalos caudatus</i>	Chapim-rabilongo			Não	Florestal	Insetívora	Árvore
0.987	45	ACHR	<i>Aquila chrysaetos</i>	Águia-real	Sim	I	Não	Montanha	Carnívora	Rochas
0.996	22	ANOC	<i>Athene noctua</i>	Mocho-galego			3	Matos	Carnívora	Antropogénico
0.876	210	ARUF	<i>Alectoris rufa</i>	Perdiz-comum	Sim*		2	Agrícola	Granívora	Solo
0.983	17	ASPI	<i>Anthus spinoletta</i>	Petinha-ribeirinha	Sim		Não	Montanha	Insetívora	Solo
0.939	109	ATRI	<i>Anthus trivialis</i>	Petinha-das-árvores	Sim		3	Florestal	Insetívora	Solo
1	11	BBUB	<i>Bubo bubo</i>	Bufo-real	Sim	I	3	Montanha	Carnívora	Rochas
0.955	392	BBUT	<i>Buteo buteo</i>	Águia-de-asa-redonda			Não	Florestal	Carnívora	Rochas
0.88	295	CBRA	<i>Certhia brachydactyla</i>	Trepadeira-comum			Não	Florestal	Insetívora	Árvore
0.923	492	CCAN	<i>Cuculus canorus</i>	Cuco-canoro			Não	Agrícola	Insetívora	Árvore
0.993	39	CCAR	<i>Carduelis carduelis</i>	Pintassilgo			Não	Agrícola	Granívora	Solo
0.909	257	CCHL	<i>Carduelis chloris</i>	Verdilhão-comum			Não	Florestal	Granívora	Árvore
0.965	54	CCIN	<i>Cinclus cinclus</i>	Melro-de-água			Não	Florestal	Insetívora	Rochas
0.947	275	CCOR	<i>Corvus corone</i>	Gralha-preta			Não	Agrícola	Carnívora	Árvore
0.917	180	CCOT	<i>Coturnix coturnix</i>	Codorniz	Sim		3	Agrícola	Granívora	Solo
0.928	93	CCYA	<i>Circus cyaneus</i>	Tartaranhão-azulado	Sim	I	3	Montanha	Carnívora	Solo
1	15	COEN	<i>Columba oenas</i>	Pombo-bravo	Sim		Não	Florestal	Granívora	Árvore
0.967	68	CORAX	<i>Corvus corax</i>	Corvo	Sim		Não	Montanha	Onívora	Rochas

AUC	N	Acrónimo	Nome Científico	Nome Comum	LV	Diretiva	SPEC	Habitat	Dieta	Nidificação
0.882	329	CPAL	<i>Columba palumbus</i>	Pombo-torcaz	Sim		Não	Florestal	Granívora	Árvore
0.749	208	CPYG	<i>Circus pygargus</i>	Tartaranhão-caçador	Sim	I	Não	Matos	Carnívora	Solo
0.89	201	DMAJ	<i>Dendrocopos major</i>	Pica-pau-malhado-grande			Não	Florestal	Insetívora	Árvore
0.978	70	DURB	<i>Delichon urbica</i>	Andorinha-dos-beirais			Não	Antropogénico	Insetívora	Antropogénico
0.979	72	ECIR	<i>Emberiza cirius</i>	Escrevedeira-de-garganta-preta			Não	Agrícola	Granívora	Árvore
0.976	59	ECIT	<i>Emberiza citrinella</i>	Escrevedeira-amarela	Sim		2	Matos	Granívora	Solo
0.987	25	EHOR	<i>Emberiza hortulana</i>	Sombria	Sim	I	2	Montanha	Insetívora	Solo
0.877	559	ERUB	<i>Erithacus rubecula</i>	Pisco-de-peito-ruivo			Não	Agrícola	Insetívora	Solo
0.883	543	FCOE	<i>Fringilla coelebs</i>	Tentilhão-comum			Não	Florestal	Granívora	Árvore
0.972	45	FPER	<i>Falco peregrinus</i>	Falcão-peregrino	Sim	I	Não	Montanha	Carnívora	Rochas
0.98	39	FSUB	<i>Falco subbuteo</i>	Ógea	Sim		Não	Florestal	Carnívora	Árvore
0.753	138	FTIN	<i>Falco tinnunculus</i>	Peneireiro-vulgar			3	Matos	Carnívora	Antropogénico
0.898	430	GGLA	<i>Garrulus glandarius</i>	Gaio			Não	Florestal	Onívora	Árvore
0.997	22	HDAU	<i>Hirundo daurica</i>	Andorinha-dáurica			Não	Antropogénico	Insetívora	Antropogénico
0.937	123	HPOL	<i>Hippolais polyglotta</i>	Felosa-poliglota			Não	Matos	Insetívora	Árvore
0.921	188	HRUS	<i>Hirundo rustica</i>	Andorinha-das-chaminés			3	Antropogénico	Insetívora	Antropogénico
0.999	13	JTOR	<i>Jynx torquilla</i>	Torcicolo	Sim		3	Florestal	Insetívora	Árvore
0.877	301	LARB	<i>Lullula arborea</i>	Cotovia-pequena		I	2	Matos	Insetívora	Solo
0.745	498	LCAN	<i>Carduelis cannabina</i>	Pintarroxo-comum			Não	Agrícola	Granívora	Solo
0.924	223	LCOL	<i>Lanius collurio</i>	Picanço-de-dorso-ruivo	Sim	I	3	Matos	Carnívora	Árvore
0.973	443	LCRI	<i>Lophophanes cristatus</i>	Chapim-de-poupa			Não	Florestal	Insetívora	Árvore
0.996	18	LCUR	<i>Loxia curvirostra</i>	Cruza-bico-comum	Sim		Não	Florestal	Granívora	Árvore
0.978	32	LEXC	<i>Lanius excubitor</i>	Picanço-real			3	Matos	Carnívora	Árvore
0.975	71	LMEG	<i>Luscinia megarhynchos</i>	Rouxinol-comum			Não	Matos	Insetívora	Solo
0.942	176	MALB	<i>Motacilla alba</i>	Alvéola-branca			Não	Agrícola	Insetívora	Antropogénico
0.984	45	MCAL	<i>Miliaria calandra</i>	Trigueirão			Não	Agrícola	Granívora	Solo
0.925	115	MCIN	<i>Motacilla cinerea</i>	Alvéola-cinzenta			Não	Florestal	Insetívora	Solo

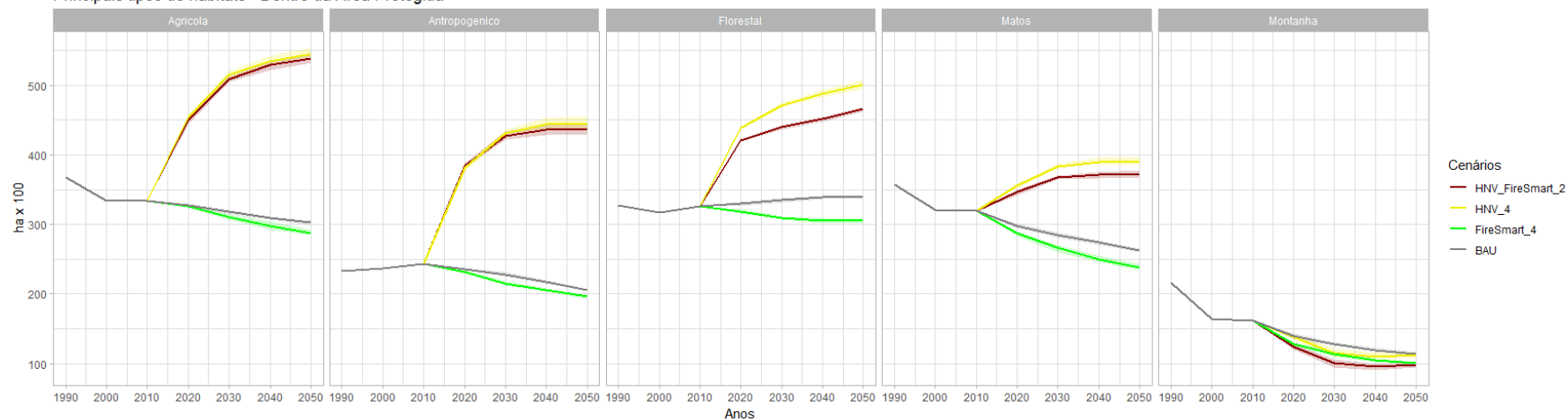
AUC	N	Acrónimo	Nome Científico	Nome Comum	LV	Diretiva	SPEC	Habitat	Dieta	Nidificação
0.992	23	MFLA	<i>Motacilla flava</i>	Alvéola- amarela			3	Montanha	Insetívora	Solo
0.996	19	MMIG	<i>Milvus migrans</i>	Milhafre-preto	Sim*	I	3	Florestal	Carnívora	Árvore
0.958	65	MSAX	<i>Monticola saxatilis</i>	Melro-das-rochas	Sim		3	Montanha	Insetívora	Rochas
0.986	39	MSOL	<i>Monticola solitarius</i>	Melro-azul			Não	Montanha	Insetívora	Rochas
0.987	31	OHIS	<i>Oenanthe hispanica</i>	Chasco-ruivo	Sim		Não	Montanha	Insetívora	Solo
0.954	74	OOEN	<i>Oenanthe oenanthe</i>	Chasco-cinzento			3	Montanha	Insetívora	Rochas
0.933	170	OORI	<i>Oriolus oriolus</i>	Papa-figos			Não	Florestal	Insetívora	Árvore
0.975	55	OSCO	<i>Otus scops</i>	Mocho-de-orelhas	Sim		2	Matos	Insetívora	Antropogénico
0.911	42	PAPI	<i>Pernis apivorus</i>	Falcão-abelheiro	Sim	I	Não	Florestal	Onívora	Árvore
0.865	505	PATE	<i>Parus ater</i>	Chapim-preto			Não	Florestal	Insetívora	Árvore
0.927	159	PBON	<i>Phylloscopus bonelli</i>	Felosa de Boneli			Não	Florestal	Insetívora	Solo
0.887	346	PCAE	<i>Parus caeruleus</i>	Chapim-azul			Não	Florestal	Insetívora	Árvore
0.945	237	PCOL	<i>Phylloscopus collybita</i>	Felosa-comum			Não	Florestal	Insetívora	Solo
0.959	207	PDOM	<i>Passer domesticus</i>	Pardal-comum			3	Antropogénico	Onívora	Antropogénico
0.962	136	PIBE	<i>Phylloscopus ibericus</i>	Felosa-ibérica			Não	Florestal	Insetívora	Árvore
0.878	373	PMAJ	<i>Parus major</i>	Chapim-real			Não	Florestal	Insetívora	Árvore
0.713	590	PMOD	<i>Prunella modularis</i>	Ferreirinha-comum			Não	Matos	Insetívora	Árvore
0.985	39	PMON	<i>Passer montanus</i>	Pardal-montês			3	Agrícola	Insetívora	Árvore
0.893	300	POCH	<i>Phoenicurus ochruros</i>	Rabirruivo-preto			Não	Antropogénico	Insetívora	Antropogénico
0.998	20	PPIC	<i>Pica pica</i>	Pega-rabuda			Não	Agrícola	Onívora	Árvore
0.9	232	PPYR	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	Dom-fafe			Não	Florestal	Granívora	Solo
0.977	45	PRUP	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	Andorinha-das-rochas			Não	Montanha	Insetívora	Rochas
0.89	317	PVIR	<i>Picus viridis</i>	Peto-verde			Não	Florestal	Insetívora	Árvore
0.956	90	PYRR	<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	Gralha-de-bico-vermelho	Sim	I	3	Montanha	Insetívora	Rochas
0.887	387	RIGN	<i>Regulus ignicapillus</i>	Estrelinha-de-cabeça-listada			Não	Florestal	Insetívora	Árvore
0.993	30	RRIP	<i>Riparia riparia</i>	Andorinha-das-barreiras			3	Matos	Insetívora	Rochas
0.954	92	SALU	<i>Strix aluco</i>	Coruja-do-mato			Não	Florestal	Carnívora	Antropogénico

AUC	N	Acrónimo	Nome Científico	Nome Comum	LV	Diretiva	SPEC	Habitat	Dieta	Nidificação
0.873	566	SATR	<i>Sylvia atricapilla</i>	Toutinegra-de-barrete-preto			Não	Matos	Insetívora	Solo
0.954	74	SBOR	<i>Sylvia borin</i>	Felosa-das-figueiras	Sim		Não	Florestal	Insetívora	Solo
0.981	28	SCAN	<i>Sylvia cantillans</i>	Toutinegra-carrasqueira			Não	Matos	Insetívora	Árvore
0.924	288	SCOM	<i>Sylvia communis</i>	Papa-amoras-comum			Não	Matos	Insetívora	Solo
0.941	138	SEUR	<i>Sitta europaea</i>	Trepadeira-azul			Não	Florestal	Insetívora	Árvore
0.976	48	SMEL	<i>Sylvia melanocephala</i>	Toutinegra-de-cabeça-preta			2	Matos	Insetívora	Árvore
0.998	17	SRUB	<i>Saxicola rubetra</i>	Cartaxo-nortenho	Sim		2	Montanha	Insetívora	Solo
0.884	373	SSER	<i>Serinus serinus</i>	Chamariz			2	Agrícola	Granívora	Árvore
0.854	678	STOR	<i>Saxicola torquata</i>	Cartaxo-comum			Não	Matos	Insetívora	Solo
0.903	245	STUR	<i>Streptopelia turtur</i>	Rola-comum	Sim*		1	Florestal	Granívora	Árvore
0.906	569	SUND	<i>Sylvia undata</i>	Toutinegra-do-mato		I	1	Matos	Insetívora	Árvore
0.95	97	SUNI	<i>Sturnus unicolor</i>	Estorninho-preto			Não	Antropogénico	Onívora	Antropogénico
0.997	11	TALB	<i>Tyto alba</i>	Coruja-das-torres			3	Antropogénico	Carnívora	Antropogénico
0.73	687	TMER	<i>Turdus merula</i>	Melro-preto			Não	Agrícola	Onívora	Árvore
0.971	87	TPHI	<i>Turdus philomelos</i>	Tordo-comum	Sim		Não	Florestal	Onívora	Árvore
0.85	686	TTRO	<i>Troglodytes troglodytes</i>	Carriça			Não	Matos	Insetívora	Árvore
0.753	222	TVIS	<i>Turdus viscivorus</i>	Tordeia			Não	Florestal	Onívora	Árvore
0.951	84	UEPO	<i>Upupa epops</i>	Poupa	Sim		Não	Agrícola	Insetívora	Antropogénico

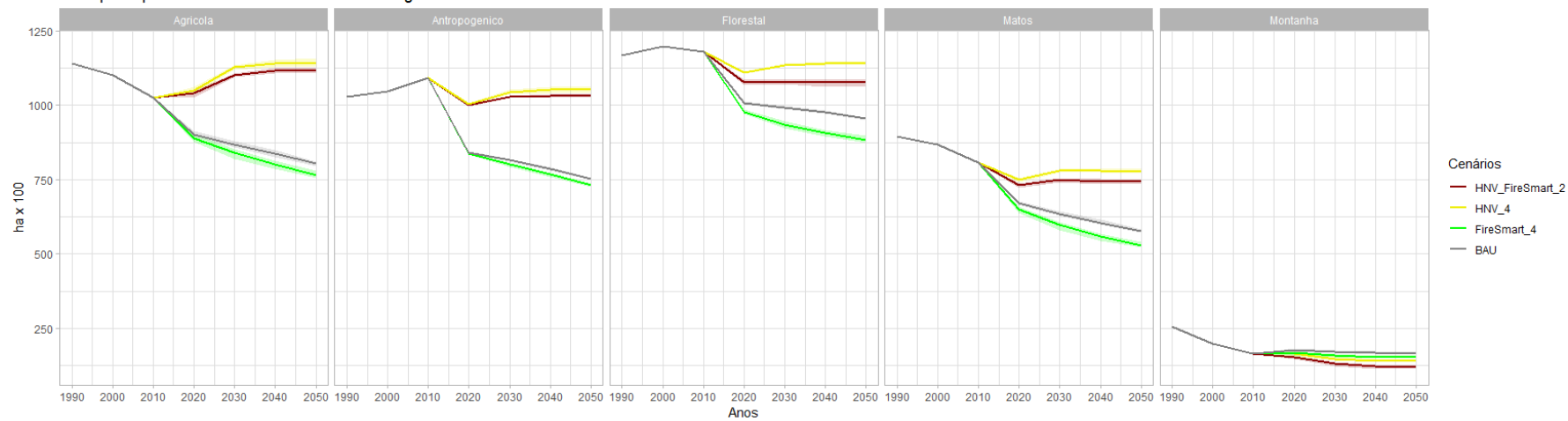
*Espécies presentes no livro vermelho espanhol que não constam no livro vermelho português

Anexo II: Distribuição das aves estudadas segundo as suas preferências de habitat dentro e fora dos limites protegidos (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3).

Principais tipos de habitats - Dentro da Área Protegida

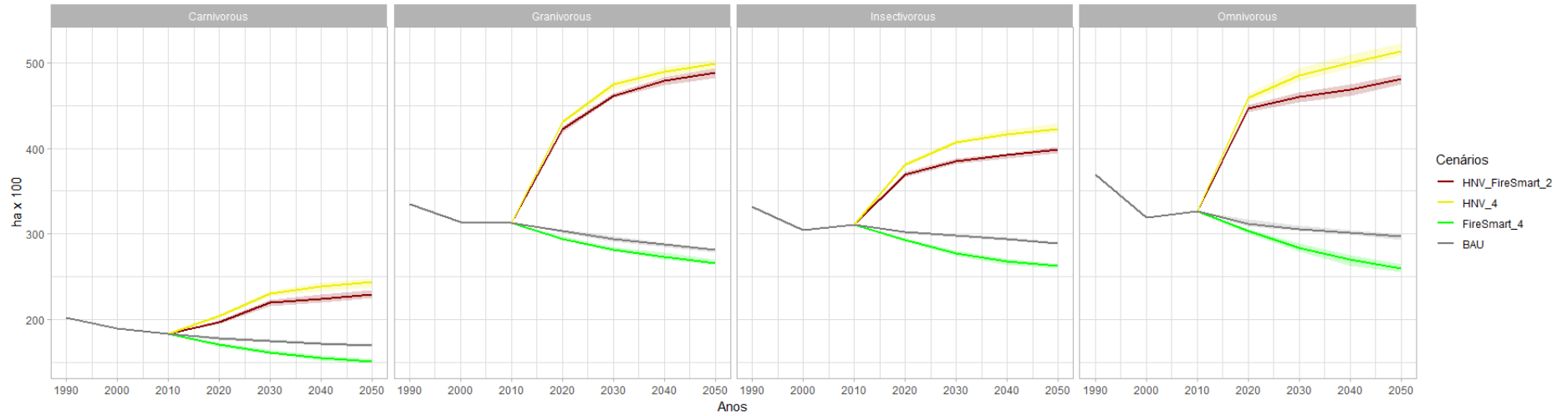


Principais tipos de habitats - Fora da Área Protegida

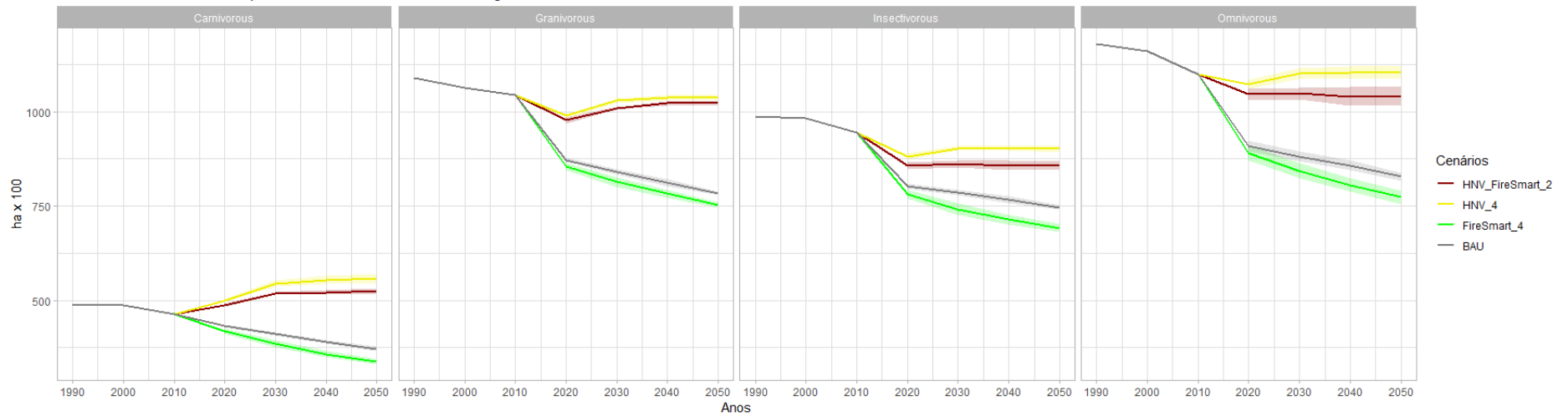


Anexo III: Distribuição das espécies segundo quatro categorias de dieta (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3).

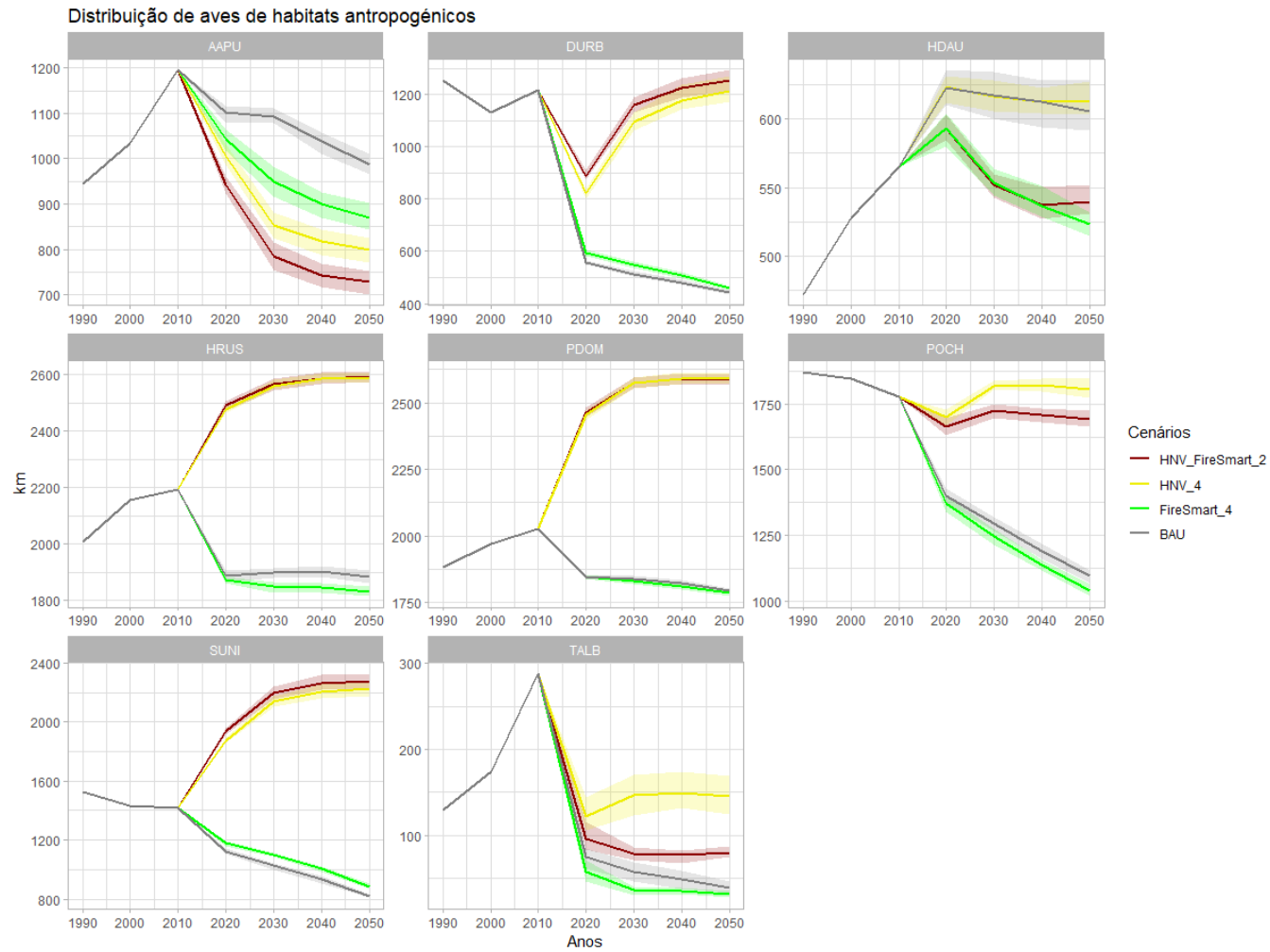
Hábitos alimentares das espécies de aves dentro da Área Protegida



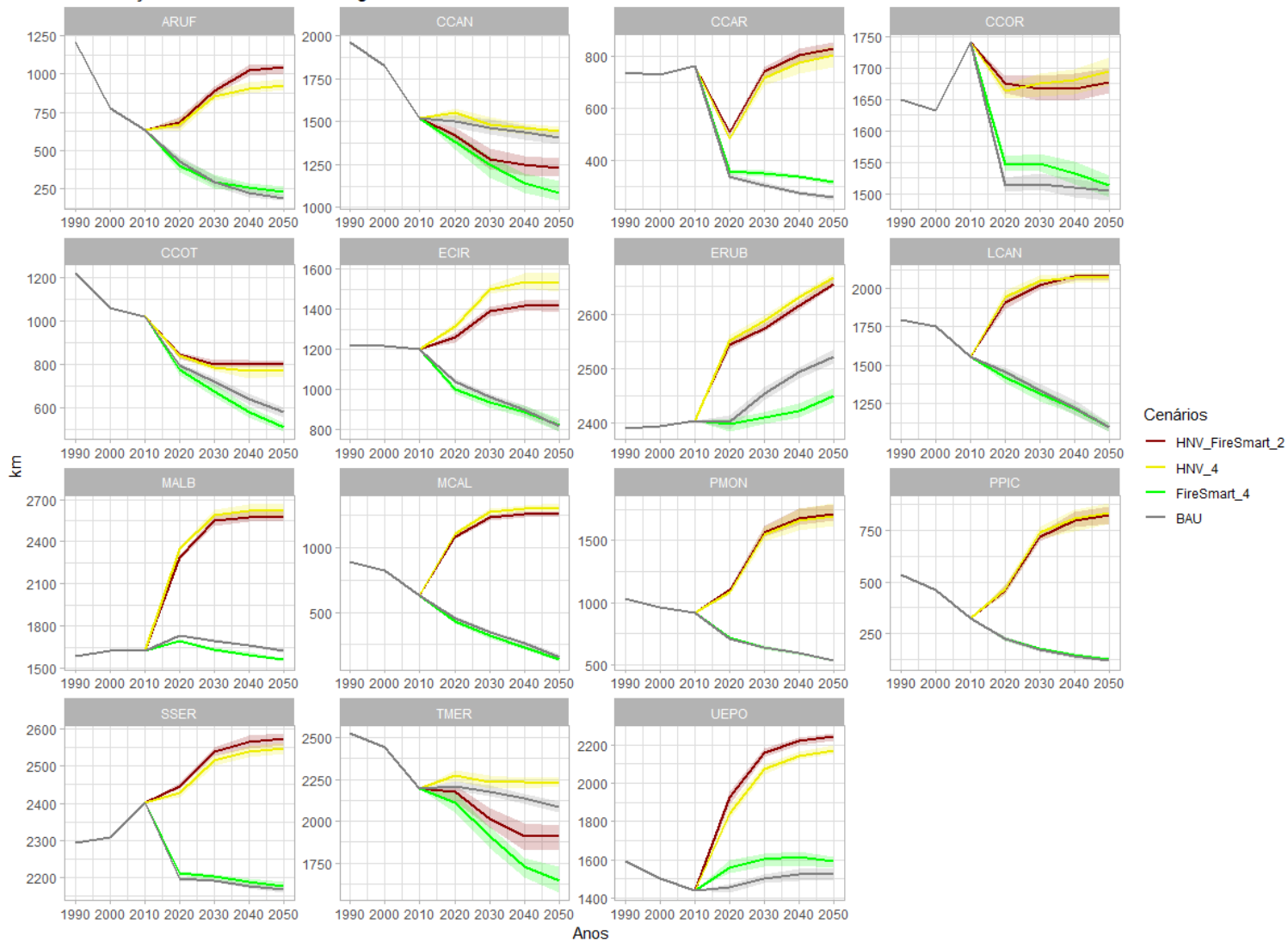
Hábitos alimentares das espécies de aves fora da Área Protegida



Anexo IV: Representação individual da distribuição das aves de espaços abertos (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3, e acrónimos das espécies no Anexo I).

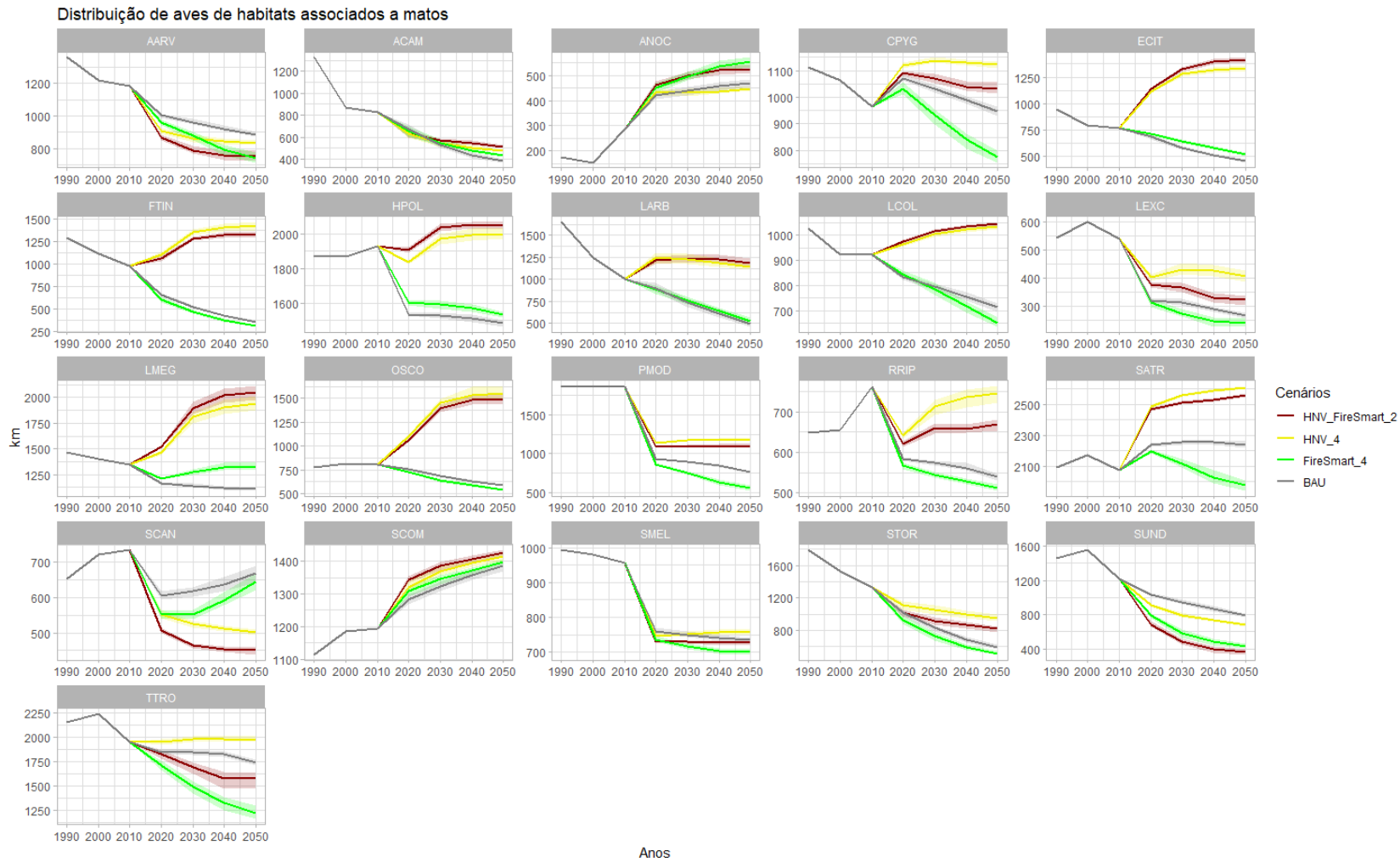


Distribuição de aves de habitats agrícolas

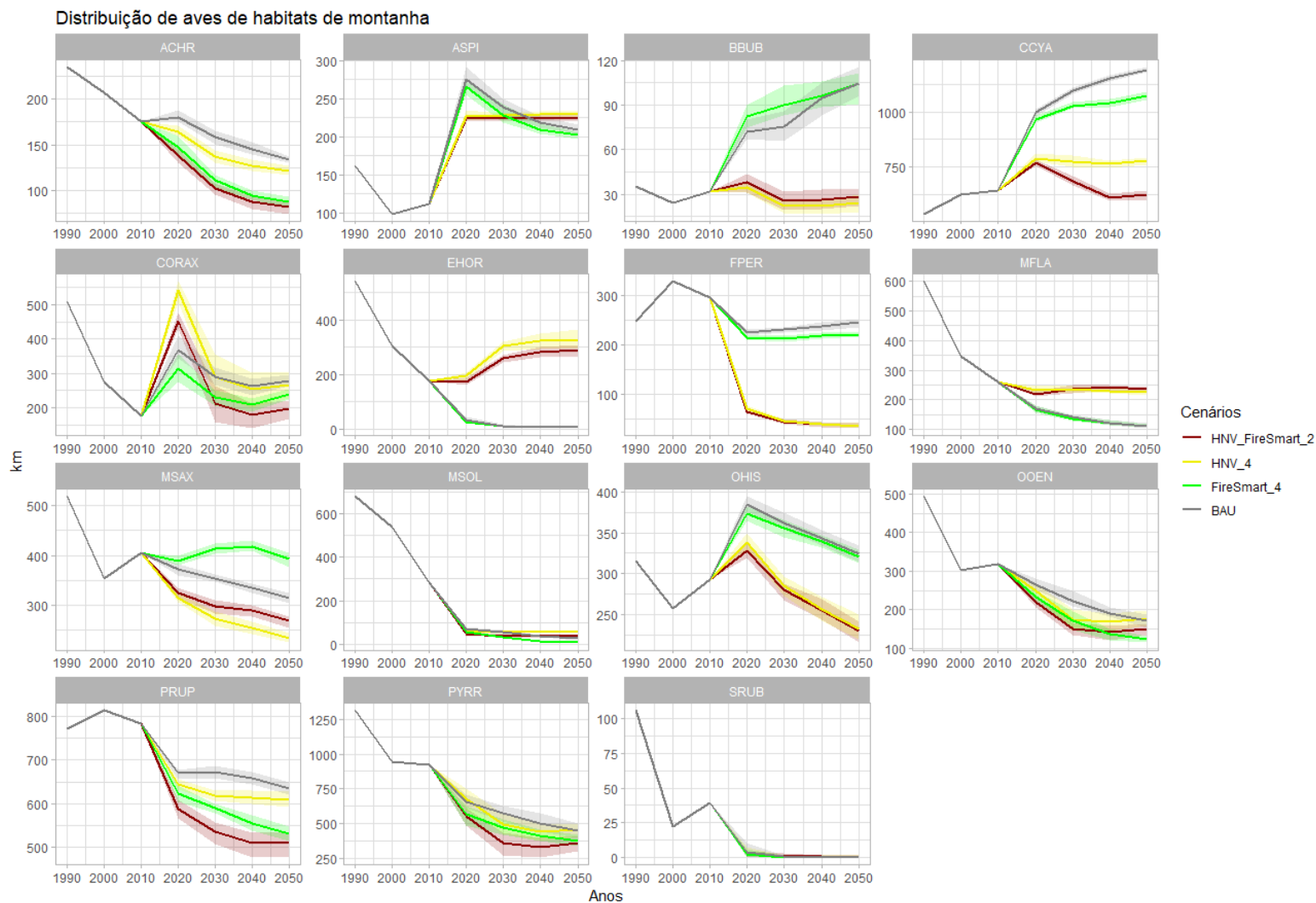


Cenários
 HNV_FireSmart_2
 HNV_4
 FireSmart_4
 BAU

Anexo V: Representação individual das espécies que ocorrem em zonas semiabertas, com alguma vegetação, associadas a matos (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3, e acrónimos das espécies no Anexo I).



Anexo VI: Representação das espécies de montanha (ver acrónimos dos cenários na Tabela 3, e acrónimos das espécies no Anexo I).



Anexo VII: Distribuição de espécies por preferências de habitats cobertos, tipicamente definidas como espécies florestais (nas quais também constam aquelas que têm preferência por linhas de água, ver acrónimos dos cenários na Tabela 3, e acrónimos das espécies no Anexo I).

