



CATÁSTROFES NATURAIS

UMA ABORDAGEM GLOBAL

IMPRESA DA
UNIVERSIDADE
DE COIMBRA
COIMBRA
UNIVERSITY
PRESS

LUCIANO LOURENÇO
ANTÓNIO VIEIRA
(COORDS.)

**RISCOS BIOLÓGICOS: DIVERSIDADE E
PADRÕES GEOGRÁFICOS
BIOLOGICAL RISKS: DIVERSITY AND
GEOGRAPHICAL PATTERNS**

Albano Figueiredo

Departamento de Geografia e Turismo
CEGOT, Universidade de Coimbra, Portugal
ORCID: 0000-0003-0142-4764 geofiguc@gmail.com

Joana Costa

Departamento de Ciências da Vida
Centro de Ecologia Funcional, Universidade de Coimbra, Portugal
ORCID: 0000-0001-7028-2873 jcosta@uc.pt

Elizabete Marchante

Departamento de Ciências da Vida
Centro de Ecologia Funcional, Universidade de Coimbra, Portugal
ORCID: 0000-0003-1303-7489 emarchante@uc.pt

Sumário: Os riscos de natureza biológica apresentam grande diversidade e complexidade, resultado tanto da natureza dos organismos envolvidos como da multiplicidade de processos que podem estar subjacentes à manifestação do próprio risco, o que dificulta a implementação de ações de controlo ou prevenção. De uma forma geral, os riscos biológicos decorrem de interações biológicas interespecíficas de carácter negativo, as quais podem representar impactes, diretos ou indiretos, na saúde da população humana ou nas suas atividades. Estas interações compreendem tanto a competição por habitat (espécies invasoras), como relações de parasitismo (p.e. carraças), predação (p.e. pragas agrícolas) ou situações de amensalismo (p.e. marés vermelhas de algas microscópicas). Neste trabalho

apresentam-se alguns exemplos de riscos biológicos a diferentes escalas, associando-os aos domínios em que os impactes são mais importantes. São abordados vários exemplos considerando o caso português.

Palavras-chave: Vetor, agente patogénico, invasão, organismos vivos, Portugal.

Abstract: Risks of a biological nature are very varied and complex, due as much to the nature of the organisms involved as to the multiplicity of processes underlying the manifestation of each risk. This makes the implementation of measures designed to control and prevent risk extremely challenging. Biological risks are associated with negative interspecific interactions that produce direct or indirect impacts on human health or on human economic activities. Such interactions include habitat competition (e.g. invasive species), parasitism (e.g. ticks), predation (e.g. agricultural pests) and amensalism (algal bloom). This work presents examples of biological risks at different geographical scales and associates them to domains where impacts are more important. A number of examples from Portugal are given.

Keywords: Vector, pathogenic agent, invasion, living organisms, Portugal.

Introdução

A ideia de vulnerabilidade perante determinados processos ou fenómenos criou no ser humano a necessidade de se proteger, reforçando a sua capacidade para reduzir a sua exposição aos riscos identificados como mais importantes em cada momento, o que permitiu reduzir a magnitude dos impactes associados à manifestação desses riscos. Este processo, que se traduziu em desenvolvimento tecnológico, promoveu uma

transferência da vulnerabilidade, pois, ao mesmo tempo que permitiu desenvolver equipamentos e técnicas capazes de reduzir a vulnerabilidade perante determinados riscos, criou condições para o aumento da vulnerabilidade em relação a outros. Assim, se os avanços na medicina promoveram a capacidade para reduzir o risco de pandemia, nomeadamente através do desenvolvimento de fármacos eficazes, a intensificação dos fluxos de bens e pessoas criou as condições necessárias para que organismos patogénicos *viagem* grandes distâncias, promovendo as condições de dispersão necessárias à ocorrência de uma pandemia, uma justificação apresentada para o padrão descrito pelo avanço da peste negra já na Idade Média na Europa (Yue *et al.*, 2017). Da mesma forma, enquanto que o aumento da capacidade de transporte de mercadorias em longas distâncias permitiu reduzir a vulnerabilidade associada às quebras de produção na sequência de catástrofes naturais, como vagas de frio ou inundações, a intensificação das trocas permitiu a transferência, várias vezes involuntária, de organismos que promovem hoje grandes perdas na agricultura ou apresentam grandes impactes nos habitats onde foram introduzidos (Hulme, 2009). No fundo, estas mudanças, além de terem promovido alterações na vulnerabilidade em relação a determinados riscos, promoveram também uma alteração dos padrões geográficos associados à manifestação de outros, uma evolução que assume particular relevo no caso dos riscos biológicos.

Os riscos de natureza biológica, além de apresentarem grande diversidade, representam ainda um grupo de riscos com grande complexidade, associada não só à natureza dos organismos envolvidos, como aos processos que podem estar subjacentes à manifestação do próprio risco, o que dificulta a implementação de ações de gestão ou prevenção. Ainda que se identifique uma grande diversidade de organismos e múltiplas formas de manifestação, na verdade os riscos biológicos decorrem de interações ecológicas interespecíficas com carácter negativo, com impactes, diretos ou indiretos, nas sociedades humanas ou nas suas atividades. Estas relações podem ser de natureza diversa, e incluem competição por habitat (p.e. espécies invasoras), relações de parasitismo (p.e. carraças), predação (p.e. pragas agrícolas) ou situações de amensalismo (p.e. marés vermelhas de algas microscópicas produtoras de neurotoxinas).

A análise aos riscos biológicos que aqui se apresenta está estruturada a partir dos impactes, diretos ou indiretos, registados em diferentes domínios

e atividades (agricultura e florestas, pesca e pecuária, saúde humana), e está organizada segundo o tipo de organismo que provoca os impactes. Não sendo o objetivo listar todas os riscos, procura-se incluir exemplos que representam grandes desafios a nível dos impactes associados à sua manifestação, tanto do ponto de vista da extensão potencial, e dos custos económicos associados, como ao nível dos efeitos na qualidade de vida das sociedades, em particular no território português.

Riscos biológicos no tempo: uma perspetiva recente

A perspetiva inerente à análise e avaliação de risco num determinado território, remetendo para toda a complexidade conceptual e metodológica atuais, bem como a abrangência do conceito considerando os diferentes domínios em que se aplica, resulta de uma aproximação recente, que ganha estrutura nos finais do século XX, no decorrer de um conjunto de iniciativas, como a realização de eventos científicos dedicados ou a publicação de obras (ver Rebelo, 2003 : 249-251). Na verdade, esta perspetiva de análise ganha relevância na sequência da profunda revolução tecnológica que se opera a partir dos anos 70 do século passado, alavancada pela difusão de novas tecnologias, tanto do ponto de vista dos equipamentos, com crescente capacidade de gestão e processamento de informação, como pelo surgimento de *softwares* dedicados à gestão de informação espacial, como são os Sistemas de Informação Geográfica. A combinação destes dois aspetos, bem como a maior divulgação de fenómenos extraordinários, como catástrofes naturais, através de meios de comunicação com áreas de influência mais vastas, criam uma crescente sensibilização para este tipo de fenómenos, até pelos elevados impactes negativos, ambientais ou económicos que lhe estão associados. Esta consciência criou a necessidade de se tentar prever quais as áreas mais suscetíveis ou as mais vulneráveis, num contexto de crescente preocupação com a degradação ambiental, também resultado de crescente preocupação social na sequência da ação de movimentos ecologistas.

Ainda que ganhe uma estrutura e esquema conceptual específicos apenas no final do século XX, esta perspectiva nasce um século antes na América do Norte, devendo-se, segundo Faugères (1990), ao facto de este território ser afetado mais vezes e com maior intensidade por catástrofes naturais. Este despertar precoce na implementação de uma perspectiva de análise na área dos riscos pode explicar o pioneirismo, na introdução da ideia de “*risco de invasão*” que está subjacente à obra de Charles Elton, publicada em 1958. A qual e que surge no seguimento de estudos levados a cabo noutras áreas do conhecimento por serviços da estrutura administrativa dos Estados Unidos da América, como a rede de parques naturais ou os Serviços Geológicos, os quais abordavam a questão dos riscos naturais de forma clara.

Na estrutura conceptual associada às ciências cindínicas, os riscos de natureza biológica começam a receber atenção mais tarde, consequência não só da diversidade de organismos envolvidos e conhecimento associado a múltiplos ramos científicos, como também devido ao facto de as próprias *ciências do risco* se organizarem como uma área do conhecimento científico apenas no final do séc. XX, razão pela qual os riscos biológicos aparecem como uma categoria de risco apenas em 1994 (Rebelo, 2003). Acresce ainda o facto de Faugères (1990), que introduz a perspectiva de análise de risco, apresentar uma divisão dos riscos em duas categorias, os riscos naturais e os riscos tecnológicos, uma divisão seguida por muitos autores nas duas décadas seguintes, e que dificulta a integração da diversidade e complexidade associada aos riscos biológicos. Além disso, grande parte das contribuições produzidas no âmbito desta área científica jovem dá especial destaque aos riscos naturais de carácter geofísico (Tricart, 1992).

Quando propostos como uma categoria de risco, por Blaikie e colaboradores (Blaikie *et al.*, 1994), não há a preocupação em situá-los na classificação então vigente, ainda que fiquem claramente esclarecidos os processos ou fenómenos que inclui, com clara referência à inclusão de processos que afetam o ser humano de forma direta ou indireta, com especial foco na saúde humana. Define-se que os riscos biológicos incluem microrganismos, como vírus, bactérias ou fungos, responsáveis por doenças ou surtos epidémicos; insetos transmissores de doenças (p.e. mosquitos, piolhos, pulgas) ou com capacidade para destruir culturas ou

outros bens devido ao aumento exponencial das suas populações (p.e. gafanhotos, lepidópteros), e animais de maior porte (aves, como o tecelão de bico vermelho; animais como o esquilo cinzento ou o coelho). Mas fica a faltar esta articulação com a classificação de risco vigente. É neste contexto que Lourenço (2003) propõe uma classificação onde considera os riscos com origem em organismos vivos dentro dos riscos de natureza antrópica, apresentando já a separação entre os associados ao grupo NRBQ (Nuclear e Radioativo, Biológico, Químico), assumindo o envolvimento de uma componente tecnológica, e os puramente biológicos, onde inclui as epidemias e as pragas de origem animal ou associadas a plantas. Proposta que o mesmo autor atualiza em 2007 (Lourenço, 2007) considerando a associação dos riscos de natureza biológica a grupos de riscos diferentes. Separa os que têm reflexos diretos ou indiretos nas atividades humanas, classificando-os como do tipo *natural*, aceitando-os como uma manifestação de desequilíbrio na biocenose associado a um aumento dos efetivos populacionais de determinado organismo; dos que têm impactes ao nível da saúde humana, considerando a sua inclusão nos riscos *antrópicos*, dentro da categoria de riscos *biofísicos*, que em classificação mais recente opta por incluir na categoria de riscos *mistos* de componente biomédica ou do foro infectocontagioso, como são os associados à ação de vírus e bactérias (Lourenço, 2018).

A dificuldade em apresentar uma classificação para este grupo de riscos pode estar relacionada com diferentes aspetos, nomeadamente:

- A grande diversidade de organismos envolvidos (vírus, bactérias, fungos, animais, plantas);
- A envolvimento de diferentes organismos com papéis diferentes num tipo de risco específico (hospedeiro intermediário, vetor, agente patogénico);
- A envolvimento de um mesmo organismo em processos diferentes (ex.: rato como hospedeiro de vetor e como fonte de impactes negativos por explosão demográfica) ou com impactes em diferentes domínios ou organismos;
- A existência de diferentes graus de vulnerabilidade para um determinado risco, considerando o contexto socioeconómico (ex.: condições de salubridade pública), a suscetibilidade do hospedeiro, a virulência da estirpe, o contexto climático;

- O facto de este grupo de riscos incluir manifestações a escalas temporais e geográficas diversas. A título de exemplo, compare-se o exemplo das pragas de gafanhotos do deserto, *Schistocerca gregaria* (Forsskål, 1775), associadas a um aumento desproporcional das populações deste organismo nativo na sequência de um período anormalmente chuvoso, processo que assume um carácter temporário, normalmente de alguns meses, com o exemplo de um organismo exótico, que após naturalização experimenta um processo de aumento progressivo e exponencial das duas populações (invasão biológica), processo que pode prolongar-se por décadas ou séculos e tem efeitos negativos permanentes nos ecossistemas onde foi introduzido (p.e. perca do Nilo – *Lates niloticus* (Linnaeus, 1758)).

A crescente atenção que é dedicada aos riscos de natureza biológica no âmbito das ciências cindínicas é acompanhada por uma profunda alteração da percepção social relativamente à ameaça que os riscos biológicos podem representar, resultado de maior disponibilidade e divulgação de informação relativa aos impactes em termos económicos, áreas suscetíveis, grau de vulnerabilidade e reflexos na saúde pública. Acresce ainda o facto de se identificarem alterações nos padrões geográficos clássicos associados à manifestação de alguns riscos deste grupo, nomeadamente os ligados a doenças infecciosas associadas à ação de agentes patogénicos de transmissão por vetor, como vírus ou bactérias, resultado da criação de condições adequadas à transferência de organismos a longas distâncias em curtos períodos de tempo, muito na sequência da intensificação dos fluxos de pessoas e mercadorias. Segundo alguns especialistas, esta alteração é ainda resultado da expansão do habitat potencial em resultado de alterações climáticas recentes (WHO-WMO, 2012), tendo em conta a forte relação entre a prevalência de determinadas doenças e as condições climáticas (Morand *et al.*, 2013). Na verdade, neste contexto de aumento de visibilidade saiu reforçada uma visão dos riscos biológicos que remete para o risco de exposição a agentes patogénicos, de forma direta ou através de contágio, com clara referência ao contexto laboral, nomeadamente em ambientes hospitalares ou aeroportuários, em situação de viagem para destinos onde foram identificados surtos, ou ainda na eventual possibilidade de utilização destes organismos como arma, as chamadas armas biológicas, remetendo para uma perspetiva de segurança.

É verdade que a referência aos impactes negativos associados à ação de organismos vivos na saúde ou nas atividades humanas é conhecida desde que há registos humanos. Várias são as referências a pragas em documentos históricos ou mesmo na literatura religiosa, associadas principalmente aos animais, mas sempre num contexto de algo temporário e não com carácter permanente, cujos efeitos nefastos resultam da explosão demográfica associada à alteração temporária das condições do habitat. O uso do termo “praga” aquando da referência a este tipo de fenómenos aparece normalmente associado aos impactes negativos nas atividades humanas, nomeadamente na agricultura, provocando quebras acentuadas na produção.

Tal como referido nos registos históricos, estes episódios causavam períodos de fome e elevada mortalidade associada a doenças relacionadas com problemas de nutrição, sendo que a sua ocorrência se registava tanto em ambientes terrestres como marinhos. São exemplos o processo conhecido como “marés vermelhas”, relacionado com o aumento populacional de organismos planctónicos associados ao complexo *Alexandrium tamarense*, produtores de neurotoxinas que contaminam outros animais marinhos e criam problemas do ponto de vista da saúde pública (intoxicação); o aumento da quantidade de mosquitos na tundra ártica durante o verão, ou o ataque a culturas agrícolas por nuvens de gafanhotos do deserto. São situações de desequilíbrio limitadas no tempo, permitindo que os sistemas retomem o equilíbrio anterior, assumindo o conceito de praga um carácter temporário e esporádico.

Esta interpretação temporal do termo “praga” altera-se no quadro da invasão por espécies exóticas, criando um novo contexto ao nível da relação entre o “tempo” ou duração da manifestação e o aumento dos efetivos populacionais de um organismo. Esta alteração resulta do facto de o elevado número de efetivos populacionais das espécies exóticas com comportamento invasor se manter a longo prazo.

Riscos biológicos no espaço: do local ao global

Desde que há registos feitos pelo ser humano, várias são as referências à ocorrência de catástrofes e acidentes naturais, ainda que nem sempre identificados

como tendo uma causa de ordem natural. Assim, as *10 pragas do Egito* podem apenas encerrar a referência à manifestação de um conjunto de riscos característicos de um determinado contexto geográfico, e que, num contexto sócio-cultural específico, são apresentados como *castigos divinos*. Apesar de esta explicação nos parecer hoje, à luz do conhecimento atual, como pouco aceitável, continua, no entanto, a estar presente na tradição oral de sociedades com padrão cultural fortemente enraizado na religião, onde as catástrofes naturais ainda surgem associadas a punição, um padrão que é replicado pelos meios de comunicação social (Olimpio & Zanella, 2017).

Um aspeto interessante das *10 pragas* do Egito é que a maior parte destas estão associadas a uma origem biológica, e correspondem a processos de aumento exponencial dos efetivos populacionais de diferentes organismos em diferentes habitats, desde a *transformação da água em sangue*, que poderá estar associada ao aumento desproporcional da quantidade de algas vermelhas em ambiente marinho, designado por maré vermelha (*red tide* ou *algal bloom*), processo que pode ocorrer também na secção terminal dos rios; às pragas de gafanhotos, um evento comum em territórios áridos e semiáridos intertropicais e áreas subtropicais, que ocorre em associação a registos de precipitação anormalmente elevados após um período prolongado de seca. Apesar da escala regional destes processos, não há dúvida que podem ter efeitos nefastos nos habitats onde ocorrem, nomeadamente em termos de disponibilidade alimentar, tendo em conta as consequências nas culturas agrícolas (gafanhotos) ou na redução de peixe (marés vermelhas), com impactes diretos ou indiretos nas sociedades humanas e respetivas atividades. Efeitos que vão desde a perda económica até a efeitos na saúde, neste último caso surgem na sequência de intoxicação alimentar associada ao consumo de peixe, moluscos ou crustáceos contaminados por neurotoxinas (p.e. saxitoxina) produzidas por dinoflagelados, na sequência de marés vermelhas associadas à explosão demográfica de organismos do complexo *Alexandrium tamarense*, um organismo planctónico.

Em termos de escala espacial, este grupo de riscos encerra uma grande diversidade de situações, desde impactes à escala local até situações à escala mundial, e ainda a possibilidade de haver uma grande variação em termos de escala de

manifestação para um mesmo tipo de risco, nomeadamente os que apresentam uma expressão sazonal. Vários são os exemplos, dentro dos riscos de natureza biológica, cuja manifestação ultrapassa a escala regional, evidenciando potencial para produzir impactes à escala continental ou global, que, no caso de doenças, podem configurar situações de pandemia. A prova disso são vários registos históricos que mencionam um elevado número de vítimas mortais na sequência de epidemias em vastas regiões, como a Praga de Justiniano ou a Peste Negra no final da Idade Média, ou ainda, mais recentemente, as pandemias de gripe durante o séc. XX, como o caso da Gripe Espanhola (1918), a Gripe Asiática (1957) e a Gripe de Hong Kong (1968). Mais recentemente, e sem ter sido considerado um evento pandémico, está a Gripe Aviária (1997), associada ao vírus *influenza A*, subtipo H5N1 em seres humanos, cuja implementação de medidas em poucos dias, nomeadamente o abate de milhões de aves infetadas, permitiu reduzir a possibilidade de se transformar numa pandemia (George & Nunes, 2009). Situação que se veio a verificar em 2009/10 com o vírus H1N1.

Em termos de escala temporal, enquanto alguns riscos apresentam manifestação sazonal e expressão espacial muito variável, como é o caso da gripe sazonal ou das pragas de gafanhotos, outros apresentam manifestação contínua e um padrão geográfico conhecido, como é o caso do risco de infeção pelo parasita da malária ou o risco de febre tifoide (fig. 1). Padrões que podem alterar-se profundamente se os cenários de alteração climática previstos se vierem a concretizar.

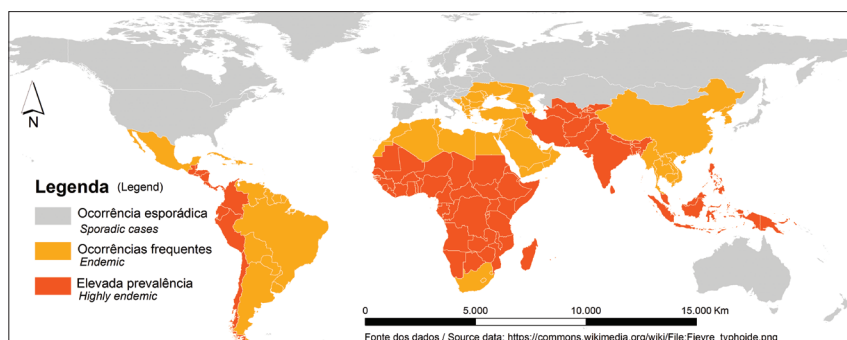


Fig. 1 - Endemicidade de febre tifoide à escala mundial.

Fig. 1 - Endemicity of typhoid fever worldwide.

Futuro: o fator potenciador das mudanças climáticas

Os cenários climáticos publicados pelo Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas projetam um aumento da temperatura média global e uma alteração dos padrões espaciais e temporais da precipitação, uma tendência já identificada nos registos climáticos das últimas décadas (IPCC, 2013). E estas previsões de mudança climática são encaradas como um fator que pode desempenhar um papel determinante na alteração dos padrões geográficos conhecidos para diferentes riscos biológicos, nomeadamente em termos de suscetibilidade. Esta previsão assenta na ideia de que as condições climáticas se apresentam como um dos fatores decisivos para a distribuição dos organismos na superfície terrestre, pelo que alterações a este nível promoverão certamente ajustes mais ou menos importantes, dependendo do tipo de organismo e das condições geográficas.

As atividades primárias, nomeadamente a agricultura, a produção florestal e as pescas, apresentam um elevado grau de suscetibilidade aos efeitos das mudanças climáticas, não só pela elevada dependência da produtividade relativamente à componente climática, como pelos efeitos que os cenários climáticos futuros podem ter na prevalência de pragas e doenças ou no favorecimento de espécies invasoras.

A relação entre as condições climáticas, a atividade dos agentes patogénicos e a prevalência de doenças associadas é inegável. Estudos recentes identificam uma influência direta de alterações no sistema ENSO (El Niño Southern Oscillation) na atividade de organismos patogénicos em ambiente terrestre e marinho, através de alterações na prevalência de doenças em recifes de coral, culturas agrícolas, febre do Vale do Rift e cólera (Harvell *et al.*, 2002). No entanto, os efeitos das alterações climáticas na perda de produtividade devido à ação de pragas e doenças são difíceis de prever, uma vez que, além de estarem vários fatores envolvidos, estes não apresentam uma relação linear, o que promove elevada complexidade na análise preditiva (Butterworth *et al.*, 2010). No caso de agentes patogénicos causadores de doença, as alterações climáticas terão efeitos na sua reprodução e taxas de sobrevivência, na ação antagonista dos organismos e na suscetibilidade dos hospedeiros (plantas ou animais), nomeadamente ao

nível das condições em que ocorre a infecção, alterações que dependem do tipo de organismo e das condições geográficas dos territórios (Elad & Pertot, 2014). Nestes casos, o aumento da temperatura média, principalmente devido a uma subida da temperatura mínima, revela-se como determinante em termos de reprodução e número de gerações, uma vez que aumenta a janela temporal disponível para reprodução e dispersão. Um exemplo concreto já identificado está no aumento da podridão radicular em florestas da Europa Central associada à ação de espécies de *Phytophthora*, um organismo semelhante a um fungo cuja ação se viu favorecida pelo aumento da temperatura média de inverno e alterações em termos de regime de precipitação (Elad & Pertot, 2014). Assim, uma vez que tanto os organismos patogénicos como os hospedeiros (plantas ou animais) serão afetados pelas mudanças climáticas, é expectável que ocorrem alterações importantes ao nível da prevalência e distribuição geográfica de determinadas doenças, magnitude dos prejuízos no caso de sistemas produtivos, bem como alterações na suscetibilidade à ocorrência de doenças (Elad & Pertot, 2014).

No caso de doenças transmissíveis ao ser humano por animais, frequentemente associadas à ação de vetores (mosquitos, pulgas, carraças), está reconhecido que alterações ambientais promovem ajustes na prevalência ou no padrão geográfico conhecido, sejam alterações com causas humanas ou naturais, uma vez que promovem ajustes na distribuição dos hospedeiros e/ou vetores (Patz *et al.*, 2000). As alterações climáticas, pelas consequências que têm em termos de nicho ecológico dos hospedeiros ou vetores, apresentam-se como um dos fatores que pode promover alterações na suscetibilidade de um território a determinados riscos biológicos.

No caso da agricultura, um dos sectores que se prevê que seja mais afetado pela mudança climática, vários estudos prospetivos apontam para um aumento da prevalência de determinadas pragas e doenças (Ghini *et al.*, 2008), uma consequência que resulta da combinação com vários outros fatores, como o reforço de sistemas de exploração intensivos, a perda de aptidão edafoclimática (Figueiredo *et al.*, 2018) e a consequente perda de vitalidade das culturas, tornando-as mais suscetíveis ao ataque, o que terá certamente fortes implicações na disponibilidade alimentar (FAO, 2008).

O aumento de perdas económicas causadas pelo aumento da prevalência de pragas e doenças está também previsto no caso da produção florestal (Fabre *et al.*, 2011) e da criação de gado (Porter *et al.*, 2014).

No caso da invasão por organismos exóticos, animais ou plantas, prevê-se que em muitos casos as alterações climáticas permitam uma expansão da área adequada à sua ocorrência, havendo uma expansão para regiões onde atualmente não têm condições ecológicas adequadas (Walther *et al.*, 2009), um comportamento que estará facilitado principalmente pelo aumento das temperaturas mínimas, uma das variáveis que frequentemente funciona como limitante nas regiões temperadas. No entanto, esta tendência é muito variável dependendo dos organismos e geografias em questão (Bellard *et al.*, 2018).

As alterações climáticas poderão ainda aumentar a atividade e taxas de sobrevivência de agentes patogénicos, favorecendo o aumento da frequência e dos impactes das doenças infecciosas associadas, um efeito que pode ainda estar relacionado com o aumento da suscetibilidade por parte dos hospedeiros. No entanto, é provável que alguns agentes patogénicos registem uma redução em termos de prevalência como causa de infeção (Harvell *et al.*, 2002).

Suscetibilidade e vulnerabilidade na avaliação do risco

Quando avaliamos o risco estamos a estimar a probabilidade de ocorrência de um determinado processo que provoca danos. A análise ou avaliação de risco está cada vez mais associada à necessidade de se identificarem os elementos que determinam o grau de suscetibilidade e os fatores de exposição que contribuem para a vulnerabilidade, para se definirem medidas que promovam a redução do risco. Sendo a suscetibilidade resultante de processos ou fenómenos inatos ou intrínsecos, mais dificilmente se pode intervir nestes processos, até pela complexidade de fatores envolvidos, mas é possível intervir ao nível da vulnerabilidade, estando as medidas a adotar focadas na redução da exposição. Veja-se o exemplo da gripe. Sabendo-se que a população idosa é mais suscetível, em termos de saúde, ao vírus da gripe, várias medidas são definidas para reduzir a exposição

desta população, como a vacinação, uma vez que não é possível controlar a ação do vírus influenza ou as condições climáticas que favorecem a sua expansão.

A avaliação do risco pressupõe a combinação de um conjunto de variáveis que se identificam como necessárias ao desencadeamento do processo, as quais são identificadas com base na análise de situações em que o risco se manifestou, ou seja, quando ocorreu a crise, que no caso dos riscos biológicos pode implicar escalas temporais muito diferentes. No caso da avaliação do risco para um território, esta é realizada tendo por referência as condições de territórios em que a crise já se verificou, ou seja, projeta-se o risco com base no conhecimento da relação de variáveis potencialmente promotoras da crise.

No caso dos riscos biológicos, vários são os fatores que tornam complexa a avaliação do risco, nomeadamente:

- Facilidade e diversidade de formas de propagação de alguns tipos de organismos, como os patogénicos ou espécies invasoras, devido à existência de fluxos importantes de pessoas e mercadorias estabelecidos à escala global, o que leva por vezes a padrões geográficos pouco expectáveis;
- Possibilidade de haver adaptação dos organismos a novas condições, situação que condiciona a capacidade de previsão e atuação por antecipação, como é o caso do vírus da gripe;
- Papel complexo desempenhado por alguns organismos em termos de avaliação do risco, como os ratos, que podem representar um problema pelos impactos nas culturas agrícolas devido ao aumento dos efetivos populacionais, ou devido aos efeitos nas populações nativas de outros animais devido a predação; ou ainda pelo aumento do risco de transmissão de doenças pelo facto de serem hospedeiros de parasitas que são vetores de doenças, como pulgas ou piolhos, responsáveis pela transmissão de doenças associadas a bactérias ou vírus;
- Presença de diferentes organismos envolvidos na manifestação da crise (hospedeiro, vetor, agente patogénico), para os quais é necessário considerar diferentes aspetos (reprodução, dispersão, habitat, relações bióticas, etc.).

A vulnerabilidade ou exposição a determinado risco varia de acordo com as condições socioeconómicas de um território e a probabilidade de determinado organismo ser introduzido, voluntária ou involuntariamente. E dentro de um mesmo

território é possível que se identifiquem diferentes graus de risco, tendo em conta as atividades económicas predominantes ou presentes, o nível de desenvolvimento socioeconómico, os diferentes grupos etários da população, comportamentos sociais e contexto cultural. As desigualdades sociais são um dos aspetos mais importantes na definição do grau de exposição a determinados riscos, sendo também um dos fatores determinantes na definição da capacidade de resposta no sentido de reduzir a magnitude dos impactes em caso de manifestação de determinado risco.

A manifestação do risco: Riscos Biológicos e seus impactes

A diversidade de riscos biológicos e a complexidade que lhes está associada explica a multiplicidade de escalas e domínios em que é possível identificar impactes negativos associados à sua manifestação. Além dos impactes diretos, a manifestação destes riscos implica ainda múltiplos impactes indiretos ou em cadeia. Como exemplo, refira-se o caso das doenças infecciosas associadas a organismos patogénicos. Além de apresentarem um contributo efetivo no controlo de efetivos populacionais dos organismos afetados, estando implicados no declínio de organismos terrestres ou aquáticos, podem mesmo contribuir para a promoção de extinção em cadeia, como é o caso reportado da extinção aparente de diversos insetos fitófagos na sequência do desaparecimento do castanheiro Americano (*Castanea dentata*) das florestas do leste dos Estados Unidos, na sequência da infeção pelo fungo *Cryphonectria parasítica*, agente causal do cancro-do-castanheiro (Harvell *et al.*, 2002).

Reflexos nos sistemas naturais e atividades humanas

As atividades humanas que dependem de forma mais estreita da exploração dos recursos naturais de natureza biológica, seja a agricultura, a exploração florestal ou a pesca, estão especialmente vulneráveis a este tipo de riscos (TABELAS I e II), uma

vez que, de forma direta ou indireta, dependem do equilíbrio que se define ao nível das interações entre os organismos vivos.

É grande a diversidade de interações entre organismos que apresentam caráter negativo, desde as associadas à ação de animais, até à ação de bactérias, de plantas ou fungos (TABELA I e II), o que explica a existência de impactes diversos em diferentes domínios.

A identificação das interações, que representam riscos, e consideradas mais importantes do ponto de vista da dimensão dos impactes, depende do tipo de atividade dominante, das condições geográficas do território, nomeadamente climáticas, e da ação nefasta dos organismos. Na verdade, a presença de um organismo pode não ser condição suficiente para que o mesmo seja considerado um risco. Isto porque um território pode apresentar as condições ecológicas adequadas à manifestação de uma praga agrícola que afeta uma cultura em particular, mas a ausência ou a fraca representatividade dessa cultura determina que o risco seja baixo. Da mesma forma, um mesmo organismo pode ter associados diferentes graus de impacte entre territórios, dependendo, por exemplo, da existência de predadores que controlam a sua ação. No caso de territórios onde o organismo foi introduzido por ação humana, e não tendo inimigos naturais, a sua ação pode ter impactes muito significativos, por não haver um controlo natural das suas populações, situação que pode não se identificar na sua distribuição nativa. É o caso comum de plantas ou animais classificados como exóticos invasores.

Pragas e doenças da floresta

A floresta pode ser definida, avaliada e valorizada consoante o ponto de vista. Se por um lado é uma fonte de madeira e seus subprodutos, numa visão mais abrangente é um ecossistema composto por árvores e uma miríade de diversas formas biológicas, repositório de carbono, fonte de múltiplos serviços de ecossistema ou um sistema socio-ecológico, ou todas em simultâneo (Chazdon *et al.*, 2016). Independentemente da perspetiva, a floresta é uma parte importante do nosso ecossistema, constituindo

TABELA I - Exemplos de riscos de natureza biológica com impactos na agricultura e florestas.

TABLE I - Examples of biological risks with impacts on agriculture and woodlands.

| Tipo de organismo | Grupo | Organismo | Habitat / hospedeiro | Efeitos |
|----------------------------------|----------------------------|---|---|---|
| AGRICULTURA E FLORESTAS | | | | |
| MICROORGANISMOS PATOGENICOS | Bactérias estr. aciculares | <i>Xylella fastidiosa</i> | Insetos vetores da família Cicadellidae e Cercopoidia | Clorose variegada dos citrinos Doença de Pierce nas videiras Declínio rápido da oliveira |
| | Fungos ascomiticos | Oídios (<i>Sphaeroeca macularis</i> , <i>S. humili</i> ; <i>Podosphaera leucotricha</i> ; <i>Phytophthora infestans</i>) <i>Cryphonectria parasitica</i> | Diferentes culturas agrícolas Castanheiros (comum), carvalhos e fado | Oídio - morte de folhas, flores e frutos de culturas agrícolas Canco-ro-castanheiro |
| | Vermes parasitas | Nematódeos <i>Nemato-do-madeira-do-pinheiro (Bursaphelenchus xylophilus)</i> | Insetos vetores do género <i>Monochamus</i> | Murchidão e morte do pinheiro bravo |
| | Coleópteros | Gouglho do eucalipto (<i>Gonipterus platensis</i>) Escaravelho-da-bataieira (<i>Leptinotarsa decemlineata</i>) | Eucaliptos Solanáceas | Predação das folhas do eucalipto Predação das folhas da bataieira |
| Insetos predadores ou galhadores | Himenópteros | Vespa asiática (<i>Vespa velutina</i>) | Habitats diversos | Predação e destruição de ninhos da abelha europeia |
| | Himenópteros | Formiga argentina (<i>Linepithema humile</i>) Vespa das galhas do castanheiro (<i>Dacnusa kurpilius</i>) | Castanheiros | Predação de outros insetos e aumento da prevalência de pulgão Crescimento e produção de castanha |
| ANIMAIS | Orcópteros | Gafanhoto-do-deserto (<i>Schistocerca gregaria</i>) | Ambientes áridos e semi-áridos | Predação de culturas e vegetação |
| | Leptidópteros | Traça oriental (<i>Grapholita molesta</i> Busck) Bichado da fruta (<i>Cydia pomonella</i> L.) | Árvores e arbustos produtores de frutos carnosos (ex.: maçeira, pereira, ameixeira, videira, etc.) | Crescimento da planta, produção e qualidade dos frutos |
| Crustáceos | Dípteros | Mosca do Mediterrâneo (<i>Ceratris capitata</i> Wiedl.) | Diversas árvores de frutos carnosos | Qualidade dos frutos |
| | Decapodes | Lagostim-vermelho-da-Luisiana (<i>Procambarus clarkii</i>) | Sistemas de água doce | Quebras na produção de arroz |
| Aracnídeos fitófagos | Alfêbeos - pulgão | Pulgão cinzento (<i>Dysaphis plantaginea</i> Fons. Pass) Pulgão lanigero (<i>Eriosoma lanigerum</i> Hausm) | Árvores e arbustos produtores de frutos carnosos (ex.: maçeira, pereira, ameixeira, videira, damasqueiro, marmeleiro, hespeira, pê-sequeiro, cerejeira) | Crescimento e vitalidade da planta, produção e qualidade dos frutos |
| | Ácaros e ritídeos | Aranhão vermelho (<i>Panonychus ulmi</i>) | Cochonilha de São José (<i>Quadraspidiotus perniciosus</i>) | |
| PLANTAS | Terrestres | Mimosa (<i>Acacia dealbata</i>) Incenseiro (<i>Pittosporum undulatum</i>) | Diferentes habitats terrestres | Redução da biodiversidade |

TABELA II - Exemplos de riscos de natureza biológica com impactos na pecuária e pesca.

TABLE II - Examples of biological risks with impacts on livestock and fisheries.

| Tipo de organismo | | Grupo | Organismo | Habitat / hospedeiro | Efeitos | |
|-------------------------|---------------------------|----------------|---|--|---|---|
| PESCA E PECUÁRIA | | | | | | |
| ANIMAIS | Aracnídeos hematófagos | Isodídeos | Carrapatos (sem considerar o papel de vetor) | Mamíferos e aves | Debilidade física, prurido, erupção cutânea | |
| | | Ácaros | Ácaro da sarna animal (<i>Psoroptes ovis</i>) | Mamíferos | | |
| | Insetos hematófagos | Ápteros | Pulgas | Mamíferos e aves | Debilidade física, prurido, erupção cutânea | |
| | | | Piolhos | | | |
| | Peixes | Ictiófagos | Siluro (<i>Silurus glanis</i>) | Sistemas de água doce | Efeitos negativos nas comunidades nativas | |
| | | | Gambúsia (<i>Gambusia holbrooki</i>) | | | |
| | Aves | Psittacíformes | Periquito-de-colar (<i>Psittacula krameri</i> Scopoli) | Parques e jardins de espaços urbanos | Efeitos negativos nas comunidades nativas | |
| | | Moluscos | Bivalves | Mexilhão-zebra (<i>Dreissena polymorpha</i>) | | Sistemas de água doce |
| | PLANTAS | Aquáticas | Vasculares | Jacinto de água (<i>Eichornia crassipes</i>) Salvinia (<i>Salvinia molesta</i>) Alface d'água (<i>Pistia stratiotes</i>) | Sistemas de água doce | Redução da diversidade animal e vegetal |
| | | | Não vasculares | Alga assassina (<i>Caulerpa taxifolia</i>) | Ambientes marinhos | Alteração profunda do habitat |
| Protozoários | | | Dinoflagelados | Plancton (<i>Alexandrium tamarense</i>) | | Produção de toxinas paralisantes (PSP) |

um elemento fundamental para o seu equilíbrio, e que exige ser preservada. Globalmente, entre 1990 e 2015, a área de floresta diminuiu 3%, cobrindo atualmente 3.999 milhões de hectares, representando 31% do uso do solo (Keenan *et al.*, 2015). A Europa contraria esta tendência, tendo a área florestal da UE aumentado, correspondendo em 2015 a 38% do território (Parlamento Europeu, 2018).

Em Portugal, o uso florestal do solo é o uso dominante, representando 35,4% do território continental, correspondendo a 3,15 milhões de hectares. As espécies florestais que apresentam maior ocupação são o eucalipto, com 812 mil hectares (26% do território), o sobreiro, com 737 mil hectares, e o pinheiro bravo, com 714 mil hectares (24% e 23%, respetivamente) (ICNF, 2013b). A floresta portuguesa pertence quase na sua totalidade ao setor privado (90%), estando apenas 2% associado ao setor público, enquanto 8% são terrenos comunitários (Direção Nacional de Gestão Florestal, 2012). Os diferentes produtos das fileiras florestais contribuem de forma relevante para o aumento da balança comercial nacional (10% das exportações e 4% das importações nacionais) (ICNF, 2016)¹.

Na atualidade, colocam-se importantes desafios ao setor florestal, resultantes, designadamente, do aumento da frequência de eventos como incêndios, ataques por pragas e doenças, aumento da área ocupada por espécies invasoras e condições meteorológicas adversas (van Lierop *et al.*, 2015), alguns deles resultado dos efeitos das atividades humanas nos sistemas naturais (MacDicken, 2015; Potter & Urquhart, 2017). A crescente incidência de novos surtos de pragas e doenças, alguns com potencial para remodelar a floresta à escala da paisagem, está intimamente relacionada com a globalização do comércio, e em particular com o aumento significativo do movimento de plantas e produtos vegetais e o uso de madeira infetada ou infestada para o acondicionamento e transporte de mercadorias (Potter & Urquhart, 2017), sendo uma das causas mais subestimadas da mudança ambiental global antropogénica (Anderson *et al.*, 2004; MacDicken, 2015). O resultado da mistura, sem precedentes, de espécies entre continentes e ecossistemas é certamente uma das mais profundas manifestações do Antropoceno. Insetos que anteriormente haviam sido constrangidos por predado-

¹ ICNF (2016). Importância económica. Consultado em 25/01/2019, disponível em <http://www2.icnf.pt/portal/florestas/fileiras/econ> .

res nativos que limitavam o crescimento das suas populações, são introduzidos em novos ambientes, nos quais a predação natural é muito menor ou mesmo ausente, para além de terem disponíveis novos potenciais hospedeiros que não possuem resistência genética adequada a patógenos recém-introduzidos (Evans, 2014; Macpherson *et al.*, 2017). Registos vários mostram que a introdução de organismos patogénicos pode ter consequências devastadoras, provocando, por exemplo a extinção de espécies, com implicações na estrutura e composição de florestas (Harvell *et al.*, 2002).

Paralelamente, a mudança climática cria oportunidades de disseminação para organismos previamente limitados por baixas temperaturas, agravando ainda mais o problema. Juntamente com o aumento das temperaturas, o aumento da frequência de eventos climáticos como tempestades, secas, ou incêndios, provavelmente criarão mais oportunidades para a instalação e disseminação de pragas e doenças, provocando cumulativamente grandes prejuízos ecológicos e graves perdas económicas, podendo comprometer a rentabilidade, a competitividade e a sustentabilidade agro-ambiental e florestal (Evans, 2014).

Em Portugal, a principal alteração das áreas ocupadas pelas espécies florestais entre 1995 e 2010 ocorreu ao nível do pinheiro-bravo, com uma diminuição de área considerável, tendo passado de 49% do total da área de floresta na década de 60 do século passado, para 23% na atualidade (ICNF, 2013b). Este decréscimo está associado à ocorrência de doenças, como a causada pelo nemátodo-da -madeira-do-pinheiro, que tem afetado severamente o pinhal-bravo nacional, obrigando à realização de cortes excecionais por imposição dos regulamentos fitossanitários a uma escala considerável (Sousa *et al.*, 2015).

Em contraponto, o eucalipto (*Eucalyptus globulus*), apesar de introduzido em Portugal na primeira metade do século XIX, teve excepcional expansão a partir da segunda metade do século XX, sendo recentemente reconhecido como a espécie que apresenta a maior área ocupada, não obstante os diversos riscos associados à suscetibilidade à ação de diversos agentes bióticos nocivos (Alves *et al.*, 2007; ICNF, 2013b). Em Portugal foram já identificadas onze espécies de insetos que se alimentam exclusivamente de eucalipto e que podem causar danos nas plantas/árvores (Kenis & Branco, 2010; EFSA, 2018b). Um desses insetos é o gorgulho-do-eucalipto (*Gonipterus platensis*), e que foi detetado pela primeira vez em 1995 no norte do país, tendo-se expandido para

o restante território. A ação deste inseto resulta na desfolha das árvores, o que provoca a redução do seu crescimento, chegando mesmo a causar a sua morte, com impacto significativo nos povoamentos (ICNF, 2015b; EFSA, 2018b).

Os modelos atuais de governança advogam uma diversificação das espécies utilizadas para uma diminuição da vulnerabilidade da floresta com consequente aumento da sustentabilidade e retorno económico face aos crescentes desafios (Mapherson *et al.*, 2017). Esta tendência é já sentida em Portugal, tendo-se verificado um aumento significativo das áreas arborizadas com outras espécies, como o pinheiro-manso (+54%) e castanheiro (+48%) (ICNF, 2013b). Sendo o castanheiro uma espécie importante no panorama agroflorestal do país, nomeadamente como produtor de frutos, a sua área de implantação tem crescido, mas não sem estar fortemente condicionada pela introdução e dispersão de vários agentes bióticos nocivos, com consequências nefastas, como é o caso da doença-da-tinta e da vespa-das-galhas-do-castanheiro (ICNF, 2017).

Nemátodo-da-madeira-do-pinheiro

No contexto nacional, os principais agentes bióticos nocivos para a fileira do pinheiro-bravo resumiam-se, até ao final do século passado, ao ataque por escolítídeos e, em menor grau, à processionária-do-pinheiro. O efeito nefasto destes insetos tem vindo a agravar-se como consequência de outros fatores, como os incêndios florestais, o aumento da frequência nas últimas décadas de anos quentes e secos, a falta de gestão das manchas florestais e o despovoamento das áreas rurais (Loureiro *et al.*, 2017). O contexto fitossanitário do pinhal bravo alterou-se significativamente quando em 1999 foi detetado pela primeira vez o nemátodo-da-madeira-do-pinheiro (NMP - *Bursaphelenchus xylophilus*) em Portugal, o agente causal da doença da murchidão dos pinheiros (Mota *et al.*, 1999). Em termos históricos, o NMP foi detetado pela primeira vez na América do Norte, sem que causasse danos nas coníferas endémicas. Globalmente, a sua disseminação terá ocorrido no início do século passado, da América para o Japão, onde atacou a flora nativa de *Pinus* (*P. densiflora*,

P. thunbergii, *P. luchuensis*), sendo então considerada a praga florestal mais destrutiva. Posteriormente foi introduzido na China, Coreia e Taiwan (EPPO - European and Mediterranean Plant Protection Organization, 2016). Mais recentemente, observou-se no sul dos EUA o declínio de algumas espécies exóticas, incluindo *P. sylvestris* (EPPO Global Database)². A distribuição mundial do NMP deve-se, essencialmente, à circulação de material lenhoso infetado a longas distâncias e para várias regiões do globo, causando no local de introdução uma mortalidade expressiva das árvores hospedeiras (Sousa *et al.*, 2015). Na Europa, o NMP foi identificado pela primeira vez em Portugal continental (Mota *et al.*, 1999), e mais recentemente na Ilha da Madeira (Fonseca *et al.*, 2012) e em Espanha (Robertson *et al.*, 2011; Zamora *et al.*, 2015). Desde a sua deteção em Portugal e Espanha, um enorme esforço foi efetuado no controlo da doença, mas o risco de colonização e expansão persiste.

Os sintomas principais desta doença são o amarelecimento e murchidão das agulhas (primeiro as mais antigas, estendendo-se gradualmente a toda a copa), a diminuição da produção de resina, a manutenção das agulhas mortas por um período prolongado e a existência de ramos secos mais quebradiços que o habitual. Com a progressão da doença ocorre a secura total da copa e o súbito declínio e morte da árvore atacada, num período de tempo que pode ir de algumas semanas a vários meses. Estes sintomas surgem mais rapidamente e de forma mais uniforme nos meses mais quentes do ano³.

Para que ocorra doença, para além da presença do NMP, é necessário que se encontre no território o seu inseto vetor (género *Monochamus*; *Monochamus galloprovincialis* em Portugal) e a planta hospedeira – coníferas (Firmino *et al.*, 2017). O vetor é uma componente fundamental pois é responsável pela disseminação do NMP a árvores saudáveis quando se alimenta de galhos de árvores (Naves *et al.*, 2001). O género *Monochamus* tem uma distribuição alargada noutros países, e uma vez que o nemátodo pode permanecer durante longos períodos na madeira proveniente de árvores infetadas, a sua dispersão ocorre preferencialmente através do

² EPPO Global Database. Acedida em 29/01/2019 e disponível em <https://gd.eppo.int/taxon/BURSXY/distribution>

³ Sítios para consulta de imagens relativas aos sintomas: <http://www2.icnf.pt/portal/florestas/prag-doe/ag-bn/nmp/campanha>; <https://gd.eppo.int/taxon/BURSXY/photos>

transporte de madeira não sujeita a tratamentos adequados (Sousa *et al.*, 2015). Foi aliás dessa forma que a doença entrou em Portugal (Mota *et al.*, 1999).

A lista de plantas hospedeiras do NMP inclui diversos géneros de coníferas, várias com uma distribuição alargada na Europa, colocando sérios problemas à sustentabilidade da floresta (Nunes da Silva *et al.*, 2015). No entanto, em Portugal, foram apenas detetados casos positivos em pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*) (ICNF, 2013). No contexto do aquecimento global e do aumento do stress hídrico no sul da Europa, vários modelos teóricos preveem a expansão da área de NMP para norte, onde existem vetores efetivos, extensas florestas de pinheiros e condições climáticas adequadas (Pukkala *et al.*, 2014).

O NMP encontra-se classificado como pertencendo à lista de organismos prejudiciais para a União Europeia, estando referenciado pela Organização Europeia e Mediterrânica para a Proteção das Plantas (OEPP) como organismo de quarentena (Lista A2 da OEPP)⁴, dado o seu elevado potencial destrutivo, estando enquadrado pela Directiva n.º 2000/29/CE quanto às medidas de proteção contra a introdução e propagação no interior da Comunidade (Directiva 2000/29/CE do Conselho Europeu⁵). Esta introdução tem sido apontada como exemplo do efeito que o estabelecimento de agentes nocivos pode provocar, com a adoção de embargos comerciais e fortes restrições à circulação de material vegetal, quer por parte de países terceiros quer pela própria UE, como plano de contenção e prevenção do estabelecimento em novas áreas (Vicente *et al.*, 2012).

Gorgulho do eucalipto

O eucalipto-glóbulo é uma espécie exótica em Portugal, cuja introdução acarreta diversos riscos, nomeadamente suscetibilidade à ação dos agentes bióticos nocivos, sejam os nativos das regiões onde o eucalipto foi introduzido, sejam os origi-

⁴ Acedida a 29/01/2019 e disponível em https://www.eppo.int/ACTIVITIES/plant_quarantine/A2_list

⁵ Directiva 2000/29/CE do Conselho, de 8 de Maio de 2000. Disponível em <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32000L0029&from=PT>

nários da região de distribuição natural do eucalipto, a Austrália. Um desses agentes bióticos nocivos é o gorgulho do eucalipto, conhecido na literatura como *Gonipterus scutellatus* Gyllenhal (Coleoptera: Curculionidae). É uma das principais pragas das plantações de eucalipto em todo o mundo, e tanto as larvas quanto os adultos alimentam-se das suas folhas. Estudos taxonómicos e genéticos recentes revelaram que esse nome se refere a um complexo de várias espécies crípticas, originárias de diferentes regiões da Austrália. De acordo com esses estudos, a espécie encontrada na Península Ibérica não é *G. scutellatus*, mas sim *G. platensis* Marelli, que foi descrita na Argentina, apesar de ser nativa da Tasmânia. Além disso, a espécie de *Gonipterus* introduzida em Itália em 1975 e no sudeste da França em 1977, não é *G. platensis*, indicando assim a ocorrência de múltiplas introduções na Europa de *Gonipterus* spp. (Mapondera *et al.*, 2012).

Em Portugal, o gorgulho-do-eucalipto (*G. platensis*) foi detetado pela primeira vez em 1995, e em 2003 confirmou-se a sua presença em todo o território. Face à gravidade do problema (Kenis & Branco, 2010), surgiu em 2011 o plano de controlo deste agente biótico nocivo, integrado nos objetivos e linhas de atuação previstas no Programa Operacional de Sanidade Florestal (POSF). Este programa tem como o principal objetivo estabelecer as bases estratégicas de atuação para controlar as populações do agente nocivo no território continental, instituindo um conjunto de ações de monitorização, sensibilização e de aplicação de meios de luta (ICNF, 2015b). Atualmente, a sua distribuição acompanha a distribuição do eucalipto-glóbulo, tendo os ataques mais intensos sido registados nas zonas de montanha (acima dos 400-500 m de altitude) nas regiões Norte e Centro (ICNF - DGAV, 2015). Globalmente o género *Gonipterus* tem uma distribuição geográfica bastante alargada, tendo já sido detetado na Europa em diversos países, nomeadamente em Espanha, França, Itália, Grécia e Croácia (EPPO Global Database)⁶.

O gorgulho-do-eucalipto é um inseto desfolhador que se alimenta das folhas de todas as espécies do género *Eucalyptus*, demonstrando, no entanto, preferência por *Eucalyptus globulus*, atacando especialmente as folhas adultas de formação recente

⁶ EPPO Global Database. Acedida em 30/01/2019 e disponível em <https://gd.eppo.int/taxon/GONPSC/distribution>

que crescem no terço superior da copa das árvores. Ocorre sobretudo entre março e maio, podendo ainda verificar-se um segundo ataque no outono, mas geralmente de menor intensidade. Os primeiros sinais são o aparecimento de ovos (posturas) e larvas na folhagem. Da sua ação podem resultar significativas perdas de produtividade, podendo mesmo, em casos mais graves, ocorrer uma perda total de produtividade dos povoamentos. Cumulativamente às perdas de crescimento resultantes da desfolha, os estragos provocados pelos adultos ao alimentarem-se do caule principal incluem malformações no tronco e redução da altura. Ataques sucessivos desta praga podem causar a morte das plantas e induzir debilidade nas plantas sobreviventes, aumentando a sua suscetibilidade a pragas secundárias como *Phoracantha semipunctata* (broca-do-eucalipto) (ICNF - DGAV, 2015).

Vespa das galhas do castanheiro

No setor florestal, para além do pinheiro bravo e do eucalipto, existem em Portugal outras espécies (p.e. castanheiros, carvalhos, freixos e medronheiros) que também têm sido afetadas por pragas e doenças (ICNF, 2013b). Apesar do menor impacto económico e área de distribuição, os impactos são importantes devido ao facto de desempenharem um papel fundamental na manutenção da biodiversidade e conservação dos ecossistemas.

Um claro exemplo é o declínio atual do estado fitossanitário dos castiçais, que resulta da ação conjunta de vários agentes bióticos nocivos exacerbada por condições ambientais desfavoráveis. Doenças importantes do castanheiro, como a doença da tinta (*Phytophthora* spp.) e o cancro (*Chryphonectria parasitica* (Murr.) Barr.), alteraram fortemente o seu cultivo, a produção e a economia dos meios rurais onde a produção de castanha é significativa. Entre as pragas do castanheiro, a vespa-das-galhas-do-castanheiro (*Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu - Hymenoptera: Cynipidae) é considerada uma das mais prejudiciais (Sartor *et al.*, 2015). Nativa da China, foi introduzida acidentalmente no Japão (1941), Coreia (1959) e, posteriormente, na América do Norte (1974) e na Europa, com a primeira deteção referenciada em Itália em 2002. Poste-

riormente foi detetada em França, Eslovénia, República Checa, Hungria, Croácia, Espanha e, mais recentemente, em Portugal (junho de 2014), tendo atualmente uma distribuição alargada (EPPO Global database, 2019)⁷. Este inseto faz parte da Lista A2 da EPPO⁸, e embora não constasse na lista aquando da sua 1.ª deteção na União Europeia, uma avaliação de risco da praga realizada em 2003 demonstrou tratar-se de um dos organismos nocivos mais perigosos para as espécies do género *Castanea*.

Em Portugal a praga está presente nas três principais zonas produtoras de castanha, e mais recentemente na Região Centro (ICNF, 2017), existindo informação atualizada sobre a sua distribuição no site da DGAV (www.dgv.min-agricultura.pt).

O inseto *D. kuriphilus* afeta as espécies do género *Castanea*, exceto frutos e sementes, já desenvolvidos, existindo, contudo, espécies, variedades e híbridos que apresentam diferentes graus de suscetibilidade à praga (Sartor *et al.*, 2015). O principal sintoma é a formação de galhas em gomos e folhas a partir de meados de abril, apresentando uma coloração inicial esverdeada que vai passando a rosada (fot. 1), tornando-se mais visível. Acabando por secar, podem permanecer na árvore durante dois anos.



Fot. 1 - Galhas em ramo de castanheiro (Fotografia de A. Figueiredo, 2019).

Photo 1 - *Galls ion chestnut branch stalks* (Photo by A. Figueiredo, 2019).

⁷ EPPO Global Database. Acedida em 30/01/2019 e disponível em <https://gd.eppo.int/taxon/DRYCKU/distribution>

⁸ Acedida a 29/01/2019 e disponível em https://www.eppo.int/ACTIVITIES/plant_quarantine/A2_list

Como principal consequência verifica-se uma redução do crescimento dos ramos e frutificação, podendo diminuir drasticamente a produção e a qualidade da castanha e conduzir ao declínio dos castanheiros (ICNE, 2017). Sendo o castanheiro uma espécie importante no panorama agroflorestal do país, nomeadamente como produtora de frutos, e estando em risco essa vertente, é fundamental implementar as medidas previstas no plano de ação (ICNE, 2017), no sentido de controlar a praga reduzindo ao mínimo as suas consequências negativas.

Pragas e doenças na agricultura

A demanda global por produtos agrícolas aumentará drasticamente no século XXI para atender às necessidades de uma população global que deve atingir quase 10 mil milhões em meados do século. Assim, a menos que ocorram grandes transformações nos comportamentos de consumo, será colocada uma elevada pressão sobre os sistemas agrícolas e alimentares (Bhattacharya, 2019).

Em grande medida, o aumento de produção dependerá da intensificação dos sistemas agrícolas existentes associada a uma alteração da sua composição devido às transições alimentares contínuas. Não podemos relegar os impactes associados sobre o solo e os recursos hídricos já escassos, a que se somam os impactes negativos de um clima em mudança. No entanto, a compreensão do que determina os padrões espaciais de intensidade agrícola e as suas mudanças é limitada (Levers *et al.*, 2016). Apesar destes constrangimentos, os principais desafios para o setor estão identificados (Vos & Bellù, 2019). A erosão do solo é um gravíssimo problema à escala global, variando de acordo com as diferentes regiões ecológicas. Na Europa, as regiões frias e temperadas apresentam os menores riscos enquanto que os valores mais elevados se situam nas regiões semiáridas do Mediterrâneo (Ceballos *et al.*, 2002; Nunes *et al.*, 2010). A erosão do solo é de tal forma grave que afeta cerca de 25 Mha na região do Mediterrâneo condicionando de forma decisiva o sistema produtivo (Kertész & Madarász, 2014). Outras questões-chave envolvem os efeitos das mudanças climáticas (Figueiredo *et al.*, 2018), das mudanças tecnológicas, da

erosão genética e degradação dos recursos naturais, das invasões biológicas e as pragas e doenças nos sistemas agrícolas (Donatelli *et al.*, 2017).

Apesar do investimento na proteção e controlo de pragas e doenças, estas são hoje responsáveis por mais de 35% das perdas na produção e em pós-colheita. Os produtos fitofarmacêuticos e a luta química e biológica têm tido um papel de grande relevo. No entanto, a nível europeu tem vindo a ser feita uma grande redução do número de substâncias ativas aprovadas, ao mesmo tempo que se verifica um aumento da prevalência de pragas e doenças que provocam graves danos e prejuízos. Esta situação está relacionada com o processo de globalização de mercados e a facilitação da circulação de plantas e produtos vegetais, que foi intensificada e alargada nas últimas décadas, o que tem potenciado a introdução e dispersão de pragas e doenças (Loureiro *et al.*, 2017). Não obstante, em Portugal, de modo semelhante ao da generalidade dos estados europeus, tem-se assistido a um investimento e desenvolvimento lentos e insuficientes, senão mesmo a um processo de estagnação ou de diminuição das capacidades de monitorização, de avaliação e de resposta a novas ou re-emergentes pragas ou doenças.

Um caso paradigmático é caso da bactéria *Xylella fastidiosa*, que ressurgiu como um patógeno vegetal de importância global em 2013, quando foi associado pela primeira vez a uma epidemia, a *olive quick decline syndrome*, uma doença desconhecida que causou a morte de milhares de oliveiras, afetando em particular a região sul de Itália (Salento, parte da região da Apúlia) (Sicard *et al.*, 2018).

Xylella fastidiosa

Xylella fastidiosa (XF) Wells *et al.* é uma bactéria fitopatogénica responsável por uma enorme variedade de doenças com grande impacto económico e ecológico para o agroambiente.

O nome XF denota duas características desta bactéria: que coloniza o xilema das plantas hospedeiras (*Xylella*) e que tem um crescimento muito lento em meios de cultura microbiológicos (*fastidiosa*). De fato, XF coloniza dois habitats distintos:

o xilema das plantas hospedeiras e insetos sugadores de seiva, que são vetores da bactéria (Almeida & Nunney, 2015).

XF é transmitida exclusivamente e de forma persistente por insetos que se alimentam do fluido xilémico (*Cicadomorpha* ou *Clypeorrhyncha*), não havendo período de latência após a aquisição. Os vetores (ninfas e adultos) adquirem a bactéria enquanto se alimentam de plantas infetadas, e podem inocular o patógeno em plantas saudáveis imediatamente após a sua aquisição. No vetor, as bactérias estão restritas ao tubo digestivo, não infetando sistemicamente o inseto. Uma vez infetados, os vetores adultos podem transmitir a bactéria durante toda a sua vida, uma vez que a bactéria se continua a multiplicar no aparelho digestivo, embora não exista transmissão à descendência (Bucci, 2018).

Essa bactéria tem uma ampla gama de hospedeiros, que inclui plantas ornamentais, silvestres e agrícolas pertencentes a mais de 350 espécies diferentes de 63 famílias distintas (Comissão Europeia, 2018; Sicard *et al.*, 2018). Até à presente data, *X. fastidiosa* foi considerada patogénica em mais de 100 espécies de plantas. Além disso, pode estabelecer associações não sintomáticas com muitas plantas como um endófito comensal⁹ (Purcell, 2013; Sicard *et al.*, 2018). A ameaça que esta bactéria constitui para diversos sistemas agroambientais aumentou à medida que múltiplos genótipos foram detetados em Itália, França, Espanha e mais recentemente em Portugal (EFSA, 2018a). Uma recente avaliação do risco identificou algumas incertezas, particularmente devido à falta de conhecimento preciso sobre distribuição, prevalência e expressão de sintomas de *X. fastidiosa* nas culturas cultivadas nos países de origem. Após a entrada de *X. fastidiosa*, a probabilidade de estabelecimento foi classificada como muito provável, com base na probabilidade muito alta da bactéria encontrar um hospedeiro adequado devido à grande variedade de potenciais plantas hospedeiras, e à ampla distribuição e polifagia dos vetores conhecidos e potenciais (Baldi & La Porta, 2017). Outros elementos tidos em conta foram a alta probabilidade de encontrar um ambiente climaticamente adequado, com poucos fatores abióticos adversos, e a falta de inimigos naturais efetivos, bem como práticas ou medidas de controlo (EFSA, 2018a).

⁹ Que prospera no interior do hospedeiro.

Atualmente, XF é a bactéria com maior impacto na União Europeia, onde passou de bactéria de quarentena, conhecida apenas pelos fitopatologistas, a principal ameaça aos setores agroambientais e florestais (Bucci, 2018). A XF encontra-se classificada como pertencendo à lista de organismos prejudiciais para a União Europeia, estando referenciado pela EPPO como organismo de quarentena (Lista A2 EPPO)¹⁰, dado o seu elevado potencial destrutivo, estando enquadrado pela Directiva n.º 2000/29/CE quanto às medidas de proteção contra a introdução e propagação no interior da Comunidade (Directiva 2000/29/CE do Conselho)¹¹.

Em termos históricos, Newton B. Pierce descreveu pela primeira vez, na Califórnia, uma doença severa que afetava videiras. Só várias décadas depois se procedeu ao isolamento do agente patogénico e se concluiu o postulado de Koch, confirmando XF como agente causal da, então denominada, Doença de Pierce, que continua a ser um fator de preocupação para os produtores no sul dos EUA (Almeida & Nunney, 2015).

Em 1987, esta bactéria foi implicada como agente causal da Clorose Variegada dos Citros no Brasil; uma doença grave observada em diferentes variedades de laranja doce, induzindo clorose nas folhas e deterioração das árvores, tornando-as economicamente improdutivas. Esta doença foi associada a XF subsp. *pauca* e até agora apenas detetada no Brasil e em áreas restritas da Argentina, Paraguai e Costa Rica. Vinte anos após a primeira deteção, estima-se que mais de 40% dos 200 milhões de laranjeiras estejam infetadas por XF (Coletta-Filho *et al.*, 2016).

Até à presente data, XF é considerada um agente biótico nocivo para mais de 100 espécies de plantas. Além disso, pode estabelecer associações não sintomáticas com muitas plantas como um endófito comensal. Tudo isso sugere que, em novos surtos, as bactérias poderiam afetar outras espécies cultivadas, ornamentais, florestais ou silvestres, não descritas, o que dificulta a previsão do impacto real e quais os seus reservatórios (Landa *et al.*, 2017).

De entre as doenças causadas por XF identificamos algumas que podem afetar gravemente o sector agroflorestal e ambiental no nosso território: *Pierce Dise-*

¹⁰ Acedida a 29/01/2019 e disponível em https://www.eppo.int/ACTIVITIES/plant_quarantine/A2_list

¹¹ Directiva 2000/29/CE do Conselho, de 8 de Maio de 2000. Disponível em <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32000L0029&from=PT>

ase (vinha), *Olive Quick Decline Syndrome* (oliveira), *Almond Leaf Scorch Disease* (amendoeira), *Phony Peach Disease* (pessegueiro), *Bacterial Leaf Scorch* (*Quercus* sp.), *Oleander Leaf Scorch* (loendros), entre outras. Estas doenças são geralmente o resultado de uma interação complexa entre bactéria, plantas hospedeiras, incluindo reservatórios, insetos vetores e condições abióticas, o que impediu até à data encontrar soluções terapêuticas efetivas (EFSA, 2018a).

Os principais sintomas das doenças causadas por XF estão associados à oclusão dos vasos xilémicos, e são muito semelhantes aos induzidos pelo stress hídrico, tornando difícil a sua identificação precoce. Geralmente, os sintomas incluem as chamadas queimaduras ou necrose marginal da folha, murchidão da folhagem, desfolhação, clorose e nanismo da planta. As infeções bacterianas podem ser tão graves que levam à morte da planta infetada. Muitas plantas hospedeiras permanecem assintomáticas, podendo servir como reservatórios ambientais, enquanto noutros casos a infeção induz a morte rápida da planta. Geralmente, em plantas suscetíveis, a bactéria move-se sistemicamente através dos vasos do xilema estando acessível para aquisição por vetores (*xylem-feeding piercing-sucking*). Alternativamente, a bactéria pode permanecer localmente em algumas plantas hospedeiras, estando ainda assim disponível para aquisição por insetos vetores (Sicard *et al.*, 2018).

O tempo entre a inoculação e o surgimento de sintomas na planta é geralmente mais curto em hospedeiros herbáceos do que em lenhosos, mas os padrões de colonização são complexos e dependem quer da planta hospedeira quer do genótipo do patógeno (Landa *et al.*, 2017). Existem atualmente quatro subespécies descritas de XF, embora sejam reportadas recombinações dentro da mesma ou entre diferentes subespécies. Aparentemente existe uma especificidade entre a subespécie de XF e o hospedeiro, no entanto, há incertezas quanto ao seu potencial de introdução, uma vez que muitas espécies de plantas europeias, principalmente silvestres, nunca foram expostas à bactéria (EFSA, 2015).

A bactéria XF ressurgiu em 2013 como um agente biótico nocivo com importância global, associado pela primeira vez a uma epidemia em oliveira na região da Apúlia, Itália (*Olive Quick Decline Syndrome*). A doença foi causada pela subsp. *pauca*, até então só detetada em citrinos e cafezeiros no Brasil e em plantas ornamentais na Costa Rica. A identificação de XF em oliveiras representou a primeira deteção

confirmada desta bactéria na UE, sendo o seu principal vetor o inseto *Philaenus spumarius* (Hemiptera: Aphrophoridae), extremamente eficiente e abundante na região. A ameaça atual à Europa e à Bacia do Mediterrâneo, assim como outras regiões do mundo, aumentou à medida que os genótipos da *X. fastidiosa* foram detetados em Itália, França, Espanha e muito recentemente em Portugal (EPPO Global Database, 2019¹²; DGAV, 2019¹³).

Em 2015, as autoridades francesas reportaram o primeiro surto de XF na ilha da Córsega, em plantas da espécie ornamental *Polygala myrtifolia*. E em outubro do mesmo ano a bactéria foi detetada na Côte d'Azur. Em julho de 2017, o número de surtos registados eram de 342 na ilha da Córsega e de 21 no continente. A subespécie detetada foi XF subsp. *multiplex*, isolada em 30 espécies diferentes de plantas.

Em Espanha, no final de 2016, no decurso de inspeções e análises de rotina em Maiorca, XF foi detetada em cerejeiras e em *Polygala myrtifolia*. Desde então, a bactéria tem sido isolada de diversas espécies de plantas fruteiras e ornamentais, também em Ibiza e em Menorca. No início do verão de 2017, XF foi detetada no continente, na região de Alicante em plantações de amendoeiras. No final de 2018 foi registada em Portugal a primeira deteção de XF, da *susp. multiplex*, em plantas de Lavandula, encontrando-se em fase de irradicação (DGAV, 2019¹⁴).

A gravidade dos danos causados por XF deve ser avaliada não só tendo em conta as plantas afetadas diretamente ou as perdas de produção, mas também as perdas associadas à indústria que usa como matéria-prima os frutos dos hospedeiros da bactéria (uva, citrinos, oliveiras, etc.). As perdas ambientais nas espécies florestais, nas plantas ornamentais e silvestres também devem ser levadas em conta, assim como fatores sociais muito difíceis de avaliar. Além disso, a doença também causa danos indiretos aos viveiristas, já que é proibido exportar de locais onde as bactérias estão presentes.

¹² Disponível em <https://gd.eppo.int/taxon/XYLEFA/distribution> - Acedido a 31/01/2019.

¹³ Disponível em: <http://www.dgv.min-agricultura.pt/portal/page/portal/DGV/genericos?generico=14076974&cboui=14076974> - Acedido a 31/01/2019.

¹⁴ Disponível em <http://www.dgv.min-agricultura.pt/portal/page/portal/DGV/genericos?generico=14076974&cboui=14076974> - acedido a 30/01/2019.

O problema das invasões biológicas

A visão de que a introdução de um organismo alóctone num território pode implicar impactos negativos ganhou corpo durante o século XX, apesar de já no século XIX as espécies invasoras serem referidas por Charles Darwin e outros naturalistas. Esta perspetiva aparece claramente na obra *The ecology of invasions by animals and plants* de Charles Elton, publicada em 1958, onde se colocam duas questões centrais neste domínio: 1) quais os aspetos que tornam os territórios mais suscetíveis à invasão e 2) que atributos facilitam que as espécies sejam invasoras quando introduzidas num território fora do seu âmbito geográfico de ocorrência espontânea. Mas só nos anos 90 do século passado é que esta perspetiva ganhou relevo à escala mundial, constatados problemas e custos elevados com a tentativa de controlar alguns organismos devido ao aumento extraordinário das suas populações nas áreas onde tinham sido introduzidos, uma realidade também refletida no aumento de publicações científicas sobre o tema (Richardson & Pyšek, 2008).

A transferência de animais e plantas entre territórios assume grande importância para a sobrevivência humana, principalmente desde a opção por modos de vida sedentários. Ainda que num primeiro momento as distâncias percorridas fossem limitadas, já na Antiguidade Clássica a troca de bens entre diferentes áreas geográficas abrangia distâncias significativas, implicando já a transferência entre continentes. Por serem importantes para a sobrevivência de algumas sociedades, alguns organismos, principalmente plantas, viram aumentar de forma significativa a sua distribuição, tornando-se mesmo elementos icónicos de paisagens, da economia e da cultura, como é o caso da tamareira no Médio Oriente e Norte de África (ChihCheng & Robert, 2007), da figueira-da-Índia no sul de Espanha (Sanz Elorza *et al.*, 2004) ou da batata um pouco por toda a Europa (Ferrão, 1992). Mas algumas introduções vieram a revelar-se como nefastas. Um dos registos mais importantes de introdução de organismos exóticos com efeitos nefastos está associado à peste negra ou peste bubónica, que terá dizimado uma parte muito significativa da população europeia. A peste negra foi causada por

uma bactéria (*Yersinia pestis*) cujo vetor principal terá sido a pulga de rato, tendo provocado grande mortalidade na alta Idade Média na Europa, e que terá chegado à Europa através da rota da seda. Esta bactéria terá estado também na origem de outras pandemias, nomeadamente a *Praga de Justiniano* (541 – 544 D.C) durante o Império Bizantino, e a “Terceira Pandemia”, que ocorreu nos finais do século XIX na China (Wagner *et al.*, 2014).

No entanto, é com as grandes navegações marítimas que os fluxos de bens ganham escala planetária, permitindo a transferência de organismos entre habitats, permitindo ultrapassar os filtros ambientais que impediriam esta chegada de forma natural. Mesmo que não houvesse a clara intenção de introduzir organismos, a simples necessidade de sobreviver durante semanas em alto mar obrigava a transportar produtos e animais, os quais serviam mesmo de produtos para troca. Trocas que se intensificam a partir da segunda metade do século XIX, com a abertura do canal do Suez, que permite a entrada de centenas de espécies do mar Vermelho no mar Mediterrâneo (Vilà *et al.*, 2008), e a abertura do Canal do Panamá no início do século XX (1914). A revolução tecnológica que caracteriza a segunda metade do século XX e a consolidação de um sistema de fluxos de pessoas e bens à escala mundial contribuem para aumentar o ritmo de introdução de novas espécies em novos territórios, processo que assume grande importância nas últimas décadas (Seebens *et al.*, 2017).

Ainda que trabalhos dedicados à problemática da invasão surjam nos anos de 1980, principalmente nos Estados Unidos da América e na Austrália, é nos anos de 1990 que esta problemática ganha relevo à escala mundial, levando à criação de revistas científicas, organização de eventos, e grupos científicos dedicados a esta temática, com repercussão no número de publicações científicas (Richardson & Pyšek, 2008; Lowry *et al.*, 2013; Vaz *et al.*, 2017), incluindo em Portugal (Sousa *et al.*, 2018).

Grande parte das contribuições desenvolvidas nesta área tem estado centrada nas hipóteses de invasão e na avaliação dos impactes (Lowry *et al.*, 2013), mas a necessidade de desenvolver estratégias de ação dedicadas à redução dos impactes veio criar a necessidade de desenvolver trabalhos dedicados à avaliação da suscetibilidade do território à invasão.

De exótico a invasor

A introdução de organismos pode ocorrer de forma acidental ou voluntária, neste último caso respondendo normalmente a objetivos de caráter económico.

Enquanto alguns organismos se mantêm nas áreas onde são introduzidos e têm associados impactes essencialmente positivos, como os associados à capacidade para aumentar a quantidade e diversidade de alimentos ou a disponibilidade de fibra, outros há que apresentam impactes negativos importantes, que se sobrepõem frequentemente aos positivos que possam ter. Estes últimos surgem normalmente na sequência de um aumento indesejado das populações, sem ajuda direta do ser humano, decorrido um processo de naturalização e posterior invasão. Processo que se assume como estando associado a atributos próprios dos organismos, que lhes garantem mais sucesso, tanto ao nível reprodutivo, como de dispersão ou maior capacidade para lidar com condições ecológicas adversas, e devido à ausência de inimigos naturais, que nos territórios de origem contribuem para o controlo dos efetivos populacionais. Mas nem todos os organismos exóticos se tornam invasores, e apenas uma percentagem relativamente baixa consegue reproduzir-se de forma espontânea e estabelecer populações, garantindo proliferação pelos próprios meios (Marchante *et al.*, 2014). No entanto, os que conseguem estabelecer-se apresentam impactes importantes em diferentes domínios e em áreas significativas (Early *et al.*, 2016), um problema que se pode agravar no futuro (Fournier *et al.*, 2019).

Problema da invasão na atualidade

A identificação do potencial invasor de milhares de espécies exóticas deslocadas por todo o mundo coloca as invasões biológicas como um dos riscos mais importantes à escala mundial. No entanto, apesar de ser um fenómeno global, o risco e o grau de invasão não são iguais em todas as regiões do globo, variando em função das condições do território onde são introduzidas, nomeadamente o tipo de ecossistema e de habitat

e o grau de perturbação por atividades humanas, e em função das características das espécies, nomeadamente a capacidade para produzir e dispersar propágulos. Os habitats que apresentam um nível de perturbação maior, em associação a atividades humanas, evidenciam um grau de suscetibilidade à invasão geralmente superior. Já os habitats em equilíbrio apresentam menor suscetibilidade.

Ainda que os problemas com a invasão por organismos exóticos tenham sido inicialmente associados a questões ligadas com a perda de biodiversidade, está claro hoje que os impactos são muito mais vastos. As invasões biológicas apresentam-se hoje como uma das ameaças mais importantes à escala do planeta, com consequências diretas e indiretas nos habitats naturais e seminaturais, com consequências claras ao nível dos serviços dos ecossistemas associados, bem como reflexos importantes na economia e no bem-estar da população. Juntamente com as mudanças climáticas, a fragmentação de habitats em resultado de atividades humanas, ou a sobre-exploração dos recursos, os processos de invasão biológica figuram como uma das ameaças mais importantes à sustentabilidade do planeta (MEA, 2005; Early *et al.*, 2016).

Em Portugal

Tendo em conta o contacto no passado com territórios em todos os continentes, e a necessidade de tirar proveito desse facto, há vários séculos que Portugal iniciou a transferência de organismos entre territórios de quase todos os continentes. Uma grande quantidade de novos organismos foi introduzida tanto nos arquipélagos dos Açores e da Madeira, beneficiando de condições climáticas favoráveis, mas também no Continente (Queiroz & Macedo, 2018). Esse facto explica a elevada presença de plantas exóticas no território português ainda hoje (Vicente *et al.*, 2018), com uma representatividade assinalável no arquipélago dos Açores (Jardim & Sequeira, 2008).

Além das introduções com fins de exploração económica, como é o caso da batata, do milho ou da cana de açúcar, diversas outras estavam associadas a desígnios científicos, como as associadas à instalação de jardins botânicos, ou para fins ornamentais, como são o caso das coleções de acácias e eucaliptos.

Em Portugal continental foram introduzidas mais de 670 espécies de plantas exóticas (incluindo apenas espécies casuais, naturalizadas e invasoras (Almeida, 1999; Almeida & Freitas, 2012). Ainda que a maioria destas espécies não tenha comportamento invasor no nosso território, 47 espécies têm comportamento invasor e 56 são potencialmente invasoras (Marchante *et al.*, 2014), e muitas apresentam risco de se tornar invasoras no futuro (Morais *et al.*, 2017). Entre as espécies mais dispersas podem referir-se várias espécies de acácias [por exemplo, a mimosa (*Acacia dealbata*), a acácia-de-espigas (*Acacia longifolia*) e a austrália (*Acacia melanoxylon*)], os penachos (*Cortaderia selloana*), o chorão-das-praias (*Carpobrotus edulis*), a háquea-picante (*Hakea sericea*) e o jacinto-de-água (*Eichhornia crassipes*) ou as azedas (*Oxalis pes-caprae*), para referir apenas alguns exemplos. Para o caso dos animais exóticos introduzidos em Portugal, a informação está mais dispersa, dividida por grupos taxonómicos e/ou habitats onde ocorrem (Anastácio *et al.*, 2018; Silva-Rocha *et al.*, 2018), mas também se constata a presença de muitas espécies com comportamento invasor, como, por exemplo, o lagostim-vermelho-da-Louisiana (*Procambarus clarkii*), a gambúsia (*Gambusia holbrooki*), o visão-americano (*Neovison vison*), a vespa-asiática (*Vespa velutina nigrithorax*), a tartaruga-da-Flórida (*Trachemys scripta*) ou a formiga-argentina (*Linepithema humile*).

Os impactes promovidos por espécies invasoras em Portugal têm sido estudados desde finais do século XX, ainda que muitos dos estudos e projetos recaiam sobre um grupo relativamente pequeno de espécies (algumas acácias, em especial acácia-de-espigas e mimosa, a háquea-picante, o lagostim-vermelho-da-Louisiana, a amêijoia-asiática (*Corbicula fluminea*), ou a macroalga-japonesa (*Sargassum muticum*) (Sousa *et al.*, 2018).

Os estudos têm abordado níveis diversos, permitindo uma compreensão abrangente do tipo de impactes que estas espécies causam no nosso território. É importante mencionar que algumas espécies invasoras podem estar associadas a impactes positivos, nomeadamente em termos de paisagem e diversas utilizações várias, como o aproveitamento para lenha ou alimentação humana, ou as que entram nas cadeias tróficas e acabam por beneficiar algumas espécies nativas (Queiroz & Macedo, 2018). No entanto, as perdas associadas à invasão por espécies exóticas têm um peso significativamente maior e difícil de quantificar, promovendo a alteração profunda da

estrutura, composição e funções dos habitats, com impactes mesmo à escala da paisagem, como é o caso de alguns sistemas dunares da costa portuguesa, transformados em grande extensão pela invasão por acácias (principalmente acácia-de-espigas) e chorão-das-praias (Marchante *et al.*, 2015) (fot. 2 – esq.). Na verdade, não só se observa uma diminuição do número e cobertura das outras espécies de plantas, como se alteram: i) a estrutura das comunidades de plantas e a sua dinâmica sazonal (Hellmann *et al.*, 2011; Marchante *et al.*, 2015), ii) as comunidades de insetos galhadores, e de parasitóides e inquilinos associados aos galhadores, e indiretamente às plantas (López-Núñez *et al.*, 2017; López-Núñez *et al.*, 2018), iii) os parâmetros químicos e biológicos do solo (Marchante *et al.*, 2008a, b; Rodríguez-Echeverría *et al.*, 2009), e iv) ou a frequência do fogo (Le Maitre *et al.*, 2011). Estes impactes traduzem-se em alterações no funcionamento dos ecossistemas (Marchante *et al.*, 2008a; Rascher *et al.*, 2012) e numa consequente maior dificuldade na recuperação das comunidades originais após ações de controlo, tanto a nível da vegetação (Marchante *et al.*, 2011) como do solo (Marchante *et al.*, 2009). Estes impactes, ainda que melhor estudados para a acácia-de-espigas, são provavelmente semelhantes aos promovidos pela invasão por outras espécies de acácias, um pouco por todo o território (Lorenzo *et al.*, 2010).

As espécies invasoras em Portugal têm ainda muitos impactes negativos a nível económico, nomeadamente quando invadem áreas utilizadas para produção agrícola, florestal ou piscícola, o que implica prejuízos avultados a nível da produção, mas também custos elevados para a gestão e controlo das áreas invadidas. Por exemplos, a invasão pelo jacinto-de-água (fot. 2 - dir.) acarreta prejuízos ao nível dos sistemas de irrigação, da navegabilidade, da pesca e turismo (além dos impactes a nível de biodiversidade); assim como o lagostim-vermelho-da-Louisiana tem graves consequências na produção de arroz (Anastácio *et al.*, 2018).

Os impactes das espécies invasoras podem também repercutir-se na saúde pública já que muitas espécies provocam, por exemplo, alergias (e.g., acácias), são cortantes (e.g., penachos), ou funcionam como reservatórios de doenças (e.g., visão-americano) (Marchante *et al.*, 2014; Silva-Rocha *et al.*, 2018). Um dos exemplos mais recentes, e que tem impactes também na saúde humana, entre outros, é o da vespa-asiática, uma das espécies que mais tem alarmado a população pelos relatos de problemas.



Fot. 2 - Exemplos de habitats invadidos por espécies invasoras: esq.: área dunar invadida por acácia-de-espigas (*Acacia longifolia*) (Fotografia de E. Marchante); dir.: troço do Rio Mondego invadido por jacinto-de-água (*Eichhornia crassipes*) (Fotografia de Jael Palhas).

Photo 2 - Examples of habitats invaded by invasive species: left: dune area invaded by acacia-de-espigas (*Acacia longifolia*) (Photo: E. Marchante); right: section stretch of the Mondego River invaded by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) (photo by Jael Palhas).

Caixa 1 - O caso da Vespa asiática

Henrique Pereira

(Centro de Ecologia Funcional – Universidade de Coimbra)

A *Vespa velutina* (Lepeletier, 1836) comumente designada por vespa asiática, é uma espécie predadora de diversos insetos, nomeadamente de abelhas melíferas. Originária da Ásia, é considerada espécie invasora em diversos países asiáticos, sendo que a subespécie *Vespa velutina nigrithorax* (de Buysson, 1905) foi acidentalmente introduzida na Europa (França) em 2004 (Villemant *et al.*, 2006). Tem apresentado uma taxa de invasão bastante rápida nos países Europeus (de aproximadamente 80 km/ano (Robinet *et al.*, 2017), chegando a Espanha em 2010 e a Portugal em 2011 (Rome *et al.*, 2013).

A *Vespa velutina nigrithorax* apresenta características fenotípicas que tornam a sua distinção fácil perante outros himenópteros, nomeadamente perante vespas de dimensões similares como a *Vespa crabro* (Linnaeus, 1748; também conhecida como vespa europeia): ostenta uma cor entre o castanho escuro e o preto no corpo, com um segmento

amarelo-laranja no abdómen; as patas têm tipicamente terminações de cor amarela e a parte frontal da cabeça apresenta uma cor castanho-alaranjada (CVV, 2018).

Com uma capacidade de adaptação notável, esta subespécie tem um ciclo de vida anual complexo, o que torna o seu controlo difícil. Na primavera as fundadoras criam um ninho primário onde aparece a primeira criação, formando posteriormente um ninho secundário (a maioria das vezes a algumas dezenas de metros do primário) que vai crescendo ao longo do ano, acompanhando o aumento do número de vespas presentes. Quanto maior for o ninho, maior poderá ser o número de vespas fundadoras da geração seguinte (Chauzat & Martin, 2009), podendo atingir mais de 100 fundadoras por ninho. Os ninhos primários são frequentemente encontrados em estruturas antropogénicas, sendo que os ninhos secundários podem ser encontrados em alturas elevadas (árvores de grande porte; estruturas antropogénicas), mas também se podem encontrar em árvores de fruto ou até em arbustos (Franklin *et al.*, 2017).

Em Portugal, verifica-se uma redução total ou parcial de atividade no Inverno, altura em que a rainha fundadora morre e as restantes fundadoras deverão entrar em hibernação. É de considerar que devem ser efetuados mais estudos ao nível do ciclo de vida desta espécie, principalmente nas regiões com influência Atlântica/Mediterrânica, dado que têm sido reportados ninhos em Portugal que mantêm atividade durante o período hibernal. Dado o número elevado de fundadoras que cada ninho pode gerar e o facto de não serem conhecidos predadores naturais, o controlo desta subespécie torna-se extremamente difícil. Assim, é expectável que no ano subsequente haja um crescimento exponencial do número de ninhos, que de acordo com um estudo recente podem ser encontrados tanto em meio rural (43% dos ninhos encontrados), florestal (7% dos ninhos encontrados) - nestes dois casos há maior dificuldade de encontrar

estes ninhos - como urbano/periurbano (49% dos ninhos encontrados) ou até em zonas húmidas (1% dos ninhos encontrados) (Villemann *et al.*, 2011).

Dada a sua proximidade com a população humana, a presença de ninhos de *V.v. nigrothorax* pode gerar preocupação social. Embora seja considerada agressiva - principalmente na defesa do seu ninho - esta subespécie não é considerada mais agressiva do que a *V. crabro* (Villemann *et al.*, 2006). Tal não invalida que se tenha de ter o máximo de precauções quando se lida com esta subespécie, principalmente em atividades de observação ou de destruição de ninhos, dado que as suas picadas podem gerar reações anafiláticas potencialmente mortais caso as pessoas sejam alérgicas às mesmas e/ou caso, como inseto social, possam ser picadas inúmeras vezes. É de referir ainda que no sudoeste de França o aumento do número de ninhos não está correlacionado com um aumento do número de picadas de himenópteros (de Haro *et al.*, 2010). Em Portugal, segundo dados da plataforma SOSvespa (sosvespa.pt - dados recolhidos em Outubro de 2018), esta espécie está presente em praticamente todos os distritos acima do rio Tejo. As ações de formação e controlo têm vindo a ser implementadas (CVV, 2018), sendo que passam maioritariamente pela destruição de ninhos ou pela colocação de armadilhas não-específicas para captura de vespas, principalmente em apiários. Conquanto ainda haja um grande caminho a percorrer, é de notar que há zonas do país onde se nota uma diminuição anual do número de ninhos registado nesta plataforma (p.e. distrito do Porto), o que poderá ser indicativo do sucesso das ações de controlo efetuadas nos últimos anos.

Embora o impacto das suas atividades de predação em apiários possa ser facilmente quantificado, o mesmo não acontece relativamente aos restantes insetos, nomeadamente outros polinizadores. Este facto não permite inferir o real impacto desta espécie nos ecossistemas, havendo ainda muito a fazer neste âmbito.

Riscos biológicos: os impactes na saúde humana

Doenças

As doenças infecciosas constituem um grupo de doenças que incluem as doenças causadas por um agente patogénico, sejam bactérias, vírus, parasitas ou fungos. Estas doenças podem ser contagiosas, situações que se verificam sempre que o organismo ou agente responsável pela infeção se transmite diretamente, sem necessidade de agente intermediário no processo de transmissão. Já no caso de doenças infecciosas não contagiosas, a transmissão é normalmente assegurada por um vetor, em que os microrganismos causadores da infeção são transmitidos entre indivíduos através da ação de um terceiro organismo que se encontra infetado, como artrópodes, normalmente hematófagos (mosquitos ou carraças), podendo este vetor transportar o agente patogénico interna ou externamente. No caso do transporte ocorrer internamente, como na corrente sanguínea, o vetor pode ter um papel importante no ciclo reprodutivo do agente patogénico, sendo neste caso classificado como vetor biológico. No caso de transporte, interno ou externo, mas sem contributo direto para a reprodução do agente patogénico, designa-se por vetor mecânico ou físico. A transmissão pode ainda ser assegurada pela ingestão de água e alimentos contaminados. Entre as doenças infecciosas mais comuns está a malária, o HIV/ SIDA, e a tuberculose.

Os agentes patogénicos, de natureza diversa (bactérias, vírus, parasitas, fungos) (TABELA III), são normalmente de dimensão microscópica, o que dificulta a sua deteção, e são responsáveis por afetarem de forma negativa a saúde de organismos vivos.

As doenças infecciosas têm uma prevalência muito alta na população mundial, o que promove elevadas taxas de mortalidade e morbilidade. A distribuição da incidência está profundamente relacionada com o nível de desenvolvimento socioeconómico, sendo que os países que apresentam maior precariedade, do ponto de vista do alojamento, problemas de subnutrição e piores cuidados de saúde,

TABELA III - Exemplos de riscos de natureza biológica com impactes ao nível da saúde humana.

TABLE III - Examples of biological risks with impacts on human health.

| Tipo de organismo | Grupo | Agente patogénico | Hospedeiro / vetor | Efeitos (doenças) |
|---|--------------------------|--|--|--|
| SAÚDE HUMANA - DOENÇAS INFECCIOSAS | | | | |
| Bactérias | Bactérias extracelulares | <i>Borrelia burgdorferi</i> | Carrapaça (género Ixodes) | Doença de Lyme |
| | Bactérias intracelulares | <i>Rickettsia conorii</i> | Carrapaça (<i>Rhipicephalus sanguineus</i>) | Febre escaro-nodular |
| | | <i>Rickettsia africae</i> | Carrapaça africana (<i>Amblyomma spp.</i>) | Febre da carrapa africana |
| | | <i>Rickettsia prowasekii</i> | Piolho (<i>Pediculus humanus</i>) | Tifo epidémico |
| | | <i>Yersinia pestis</i> | Pulgas (<i>Xenopsylla cheopis</i>) | Peste negra ou peste bubónica |
| Vírus | Vírus | <i>Leptospira interrogans</i> | Animais domésticos ou selvagens (roedores) | Leptospirose |
| | | <i>Salmonella enterica subsp. typhi</i> | Água ou alimentos contaminados | Febre tifoide |
| | Vírus | Vírus da febre amarela | Mosquito (género <i>Aedes</i>) | Febre amarela |
| | | Vírus da dengue | Água, alimentos contaminados, contágio entre pessoas | Dengue |
| | | Vírus da Hepatite A (VHA) | Contágio entre pessoas | Hepatite A |
| Protozoários | Esporozoário | <i>Plasmodium falciparum</i> | Mosquito (género <i>Anopheles</i>) | Malária |
| | Flagelado | <i>Giardia lamblia</i> | Água ou alimentos contaminados | Parasitoses |
| Fungos | Deuteromicetos | <i>Penicillium marneffei</i> | Inalação de esporos | Penicilose - infeções na pele e trato respiratório |
| Helmintos (vermes parasitas) | Nematodos | <i>Trichuris trichiura</i> | Água ou alimentos contaminados | Parasitoses |
| | | <i>Ascaris lumbricoides</i> <i>Ancilostomas</i> | Humanos | Sarna ou escabiose |
| Aracnídeos hematófagos | Ácaros | Ácaro da sarna - <i>Sarcoptes scabiei</i> | Humanos | Pediculose |
| Insetos hematófagos | Ápteros | Piolho - <i>Pediculus humanus</i> | Humanos | Pediculose |

apresentam taxas de incidência mais elevadas, as quais coincidem com os países em desenvolvimento das regiões tropicais e subtropicais (IHME, 2018), onde as condições climáticas são também mais favoráveis à multiplicação de muitos vetores (Hay *et al.*, 2013).

Algumas das doenças com maior taxa de mortalidade estão associadas a agentes patogénicos cuja transmissão está dependente da contribuição de vetores hematófagos, como mosquitos, pulgas ou carraças.

Alguns dos organismos que representam maior risco na transmissão de doenças, resultado da elevada eficácia na transmissão de agentes patogénicos, são algumas espécies de mosquito. Um dos géneros associados à transmissão de várias doenças é o *Aedes*, como é o exemplo da febre-amarela, o dengue, a febre zika e a febre Chikungunya. Não sendo doenças transmitidas entre humanos, a sua propagação está associada à picada destes mosquitos, que se tornam vetores através de ingestão de sangue de portadores do vírus, como humanos infetados. Também o género *Anopheles* é conhecido pela ação determinante que desempenha na transmissão de malária, uma doença com forte prevalência no continente Africano, mas que tem uma área potencial de ocorrência muito mais significativa, tendo em conta a ampla área geográfica em que este mosquito pode desempenhar o papel de vetor (fig. 2).

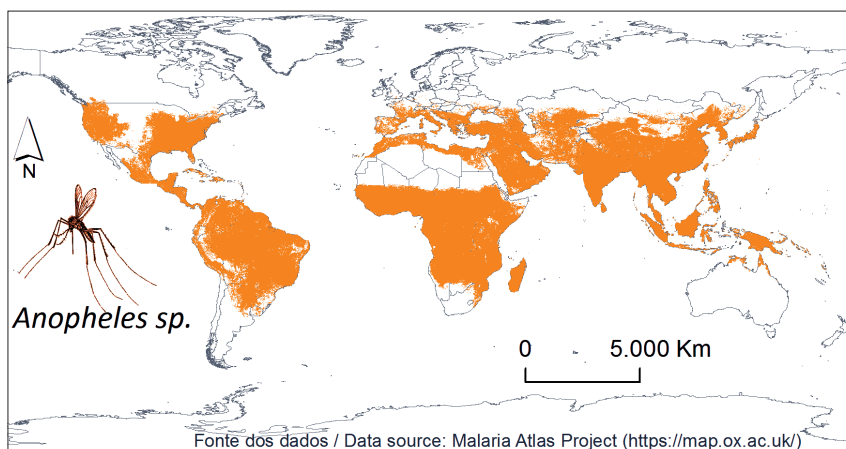


Fig. 2 - Distribuição de mosquito *Anopheles* como vetor potencial da malária.

Fig. 2 - Distribution of *Anopheles* mosquito as malaria potential vector.

Malária

Entre as doenças associadas a vetores, a malária apresenta-se como a doença infecciosa responsável pelos valores mais elevados de mortalidade, muito superiores a outras doenças infecciosas associadas a vetor, como o dengue ou a febre amarela, sendo a quinta causa de morte mais importante em África (OMS, 2018).

A malária é uma doença infecciosa provocada por um parasita, o *Plasmodium*, sendo o *Plasmodium falciparum* o protozoário a que estão associadas as situações de infeção mais graves, por vezes fatais. Não sendo uma doença contagiosa, a sua transmissão é assegurada pela picada da fêmea do mosquito *Anopheles*, que garante a introdução do agente patogénico na corrente sanguínea, um parasita do género *Plasmodium*, uma vez que este parasita está presente na sua saliva, encaminhando-se para o fígado do novo hospedeiro, onde se reproduz (OMS, 2017).

A malária, também conhecida como paludismo ou *sezões*, continua hoje a ter grande prevalência na região intertropical, ainda que a sua prevalência já tenha sido mais ampla, sendo o continente africano o território onde a taxa de incidência é mais alta (fig. 3).

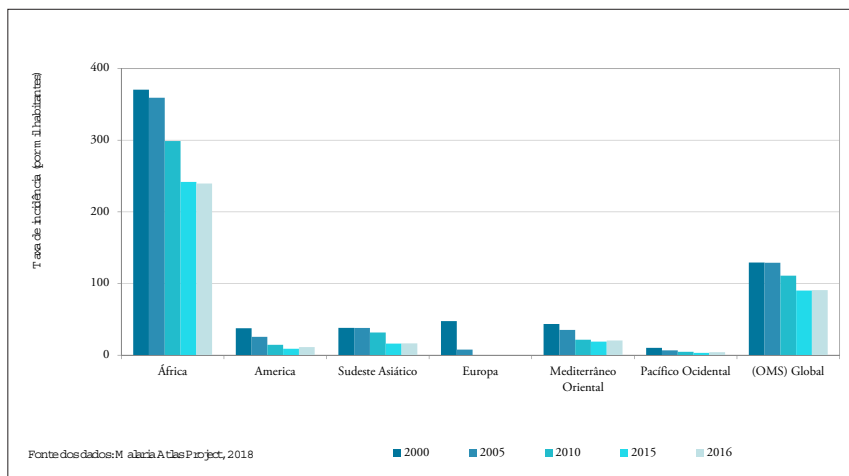


Fig. 3 - Taxa de incidência de malária por mil habitantes em risco.

Fig. 3 - Incidence rate of malaria per thousand inhabitants at risk.

Endêmico do continente Africano, o parasita mais virulento da malária (*Plasmodium falciparum*) está presente na região intertropical de todos os continentes. A sua transferência para fora da área endêmica está associada ao tráfico de escravos com origem em África, permitindo que o agente patogénico chegasse a novos territórios (Yalcindag *et al.*, 2012). No continente Americano, o Brasil apresenta os valores mais elevados de prevalência desta infeção, sendo a região da Amazónia o território com valores de prevalência mais elevados (fig. 4).

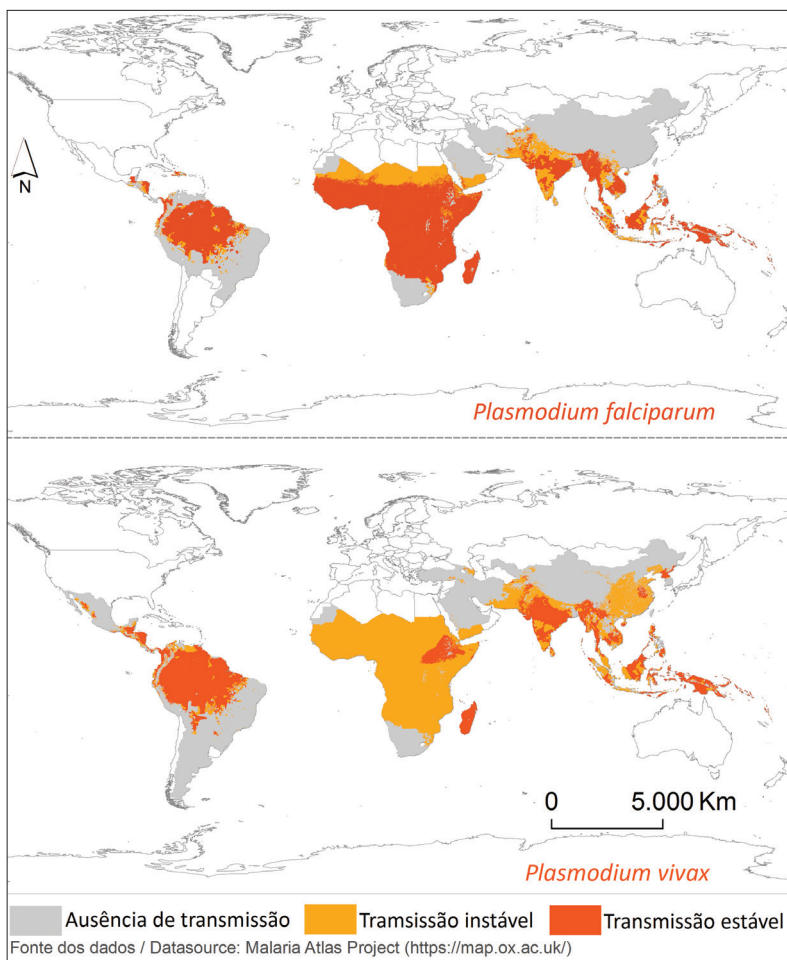


Fig. 4 - Transmissão de malária em áreas de ocorrência de espécies de *Plasmodium*.

Fig. 4 - Malaria transmission in areas with occurrence of *Plasmodium* species.

Paludismo em Portugal

Recorde-se a presença de paludismo nas secções terminais dos rios Mondego, Tejo e Sado até meados do séc. XX, em associação à cultura do arroz, havendo ainda registos em áreas onde não havia produção de arroz, tais como o Pocinho, no Alto Douro, e Idanha-a-Nova, no distrito de Castelo Branco (Saavedra, 2013).

Tal como refere Saavedra (2013), foi a combinação de diversos fatores que permitiu o controlo e erradicação da malária, na versão endémica, do território português. Além da melhoria das condições alimentares e das condições de salubridade das habitações, foram as melhorias ao nível do apoio médico, através da criação dos serviços antissezonáticos, ligados à Direção-Geral de Saúde, que desempenharam o papel determinante. Criados na década de 30 do século passado, estes serviços localizavam-se em estações especializadas onde esta doença apresentava maior prevalência, estando responsáveis pela implementação de programas de desinsetização e pela distribuição de medicamentos anti-maláricos. Para esta situação contribuíram ainda alterações importantes no meio rural, como a mecanização da agricultura e o crescente abandono rural (Saavedra, 2013), motivando uma redução significativa do número de casos reportados até ao início dos anos 60 (fig. 5). Entre meados dos anos 60 e finais da década de 70 há um aumento do número de casos, situação que está associada ao regresso de portugueses das ex-colónias, o que remete para casos importados e não casos associados a uma origem endémica do território português (fig. 5).

As elevadas taxas de incidência da doença em Portugal mantiveram-se até finais da primeira metade do século XX, tendo sido considerada erradicada pela Organização Mundial de Saúde (OMS) em 1973 (Gomes, 2010).

Na atualidade, os casos de malária em Portugal são importados, tendo-se verificado um aumento entre 2013 e 2016. No entanto, o território português apresenta condições adequadas à presença de um dos vetores compatíveis com a transmissão de malária, tal como se pode observar na fig. 6. Identifica-se a existência de condições adequadas à presença de *Anopheles artroparvus*, espécie responsável pela transmissão de malária em Portugal, cuja ocorrência está claramente associada a pauis e campos de arroz (Sinka *et al.*, 2010).

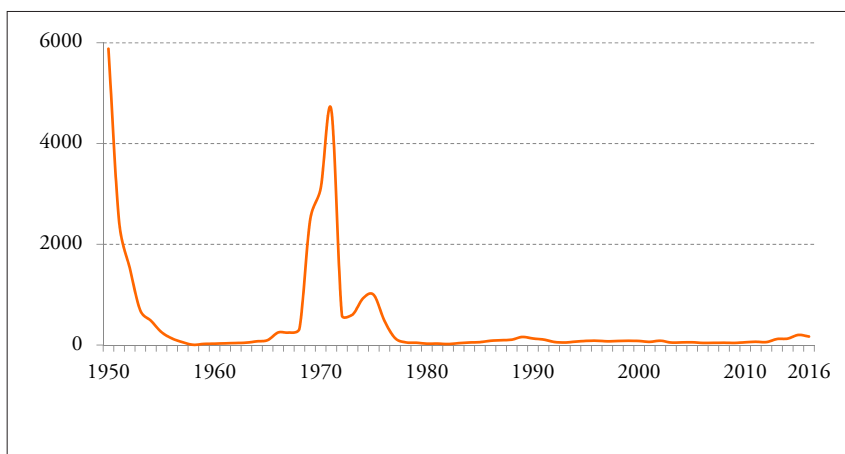


Fig. 5 - Evolução do número de casos notificados de malária em Portugal
 (Fonte: Direção Geral de Saúde, Doenças de Declaração Obrigatória 2009-2012, Vol. I, Lisboa, 2014 (www.dgs.pt)).

Fig. 5 - Number of reported cases of malaria in Portugal
 (Source: General Directorate of Health, Diseases of Compulsory Declaration 2009-2012, Vol. I, Lisbon, 2014 (www.dgs.pt)).

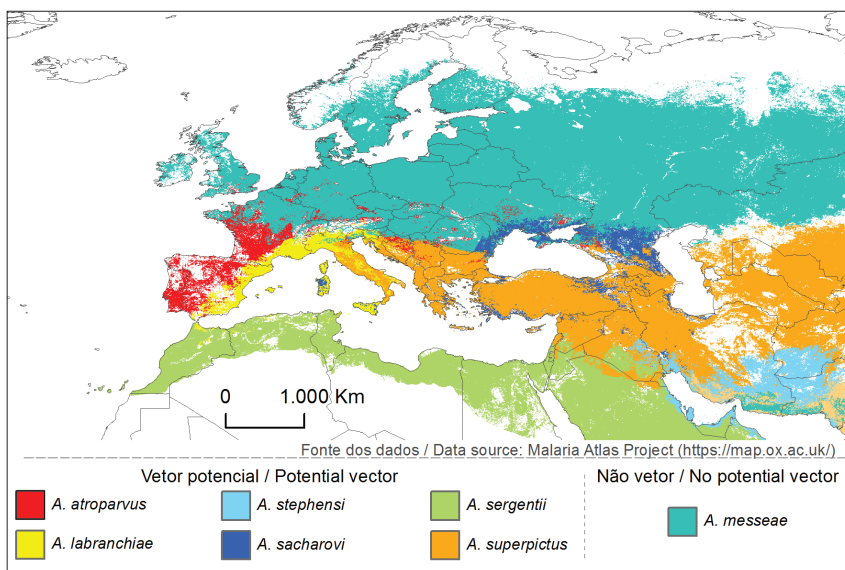


Fig. 6 - Distribuição de mosquitos do género *Anophelesna* Europa, Médio Oriente e Norte de África.

Fig. 6 - Distribution of *Anopheles* mosquito in Europe, Middle East and North Africa.

Com exceção da espécie *A. messeae*, que não é considerada vetor de malária, e que tem presença em grande parte da Europa e Ásia, várias são as espécies que são consideradas vetores na Bacia do Mediterrâneo e Médio Oriente, o que representa um risco significativo (Sinka *et al.*, 2010).

A redução do risco: prevenção, detecção precoce e controlo

Diferentes estratégias têm vindo a ser implementadas no sentido de mitigar os impactos de organismos cuja ação é prejudicial, tanto pragas e doenças que afetam as atividades humanas (p.e. pragas de gafanhotos, oídio), como doenças (p.e. malária, gripe) ou ainda as invasões biológicas. A grande diversidade de estratégias resulta da multiplicidade de organismos, contextos geográficos, escalas, sectores económicos e formas de implementação. Além da ação direta sobre os organismos em situações de crise, tem havido uma forte aposta na implementação de estratégias focadas na prevenção, detecção-precoce e controlo, combinando a utilização de novas tecnologias com metodologias de ação integrada, considerando não só questões económicas mas também a sustentabilidade ecológica (Brzozowski & Michael Mazourek, 2018).

No caso de pragas e doenças, o esforço crescente registado nos últimos anos culminou na definição de um processo denominado por gestão integrada de pragas e doenças (*Integrated Pest Management - IPM*), baseado em decisões que envolvem o uso coordenado de múltiplas táticas para otimizar o controlo de todas as classes de pragas (insetos, patógenos, ervas daninhas, vertebrados) de uma maneira ecológica e economicamente sustentável (Kogan, 1998; Ehler, 2006). Na gestão integrada são estabelecidas normalmente três estratégias:

1. *Prevenção*, que incide fundamentalmente na minimização do risco de propagação e contenção de pragas já presentes, limitando a expansão para novos locais;
2. *Mitigação*, que incide na redução dos níveis populacionais dos agentes bióticos nocivos;
3. *Erradicação*, que incide na aplicação de técnicas de eliminação completa dos agentes bióticos nocivos, mas que só pode ser estabelecida se o agente for

detetado precocemente, envolvendo custos económicos, sociais e ambientais elevados (Sousa *et al.*, 2015).

Um princípio importante da IPM é a necessidade de uma avaliação prévia dos possíveis impactes das ações de controlo, no sentido de evitar a implementação de medidas não sustentáveis. Assim, alguns aspetos são tidos em conta, como a extensão e intensidade dos danos provocados pelo processo de invasão, os métodos de controlo disponíveis, a relação custos/benefícios e os programas de aplicação (Ha, 2014).

No caso das invasões biológicas, rapidamente se percebeu a importância de definir estratégias adequadas ao controlo em áreas já invadidas, mas também definir estratégias no âmbito da prevenção, nomeadamente ao nível da introdução de novos organismos. Esta necessidade ganha especial importância num momento em que as trocas de bens e serviços têm uma escala mundial, e beneficiam de um aumento muito significativo de fluxos baseados numa sociedade global que funciona em rede (Hulme *et al.*, 2009; Seebens *et al.*, 2018). A esta escala, e considerando o volume destes fluxos e os inúmeros canais utilizados, verifica-se uma grande dificuldade em termos de controlo ao nível da transferência de organismos, o que limita as possibilidades de reduzir com sucesso a ocorrência de novas introduções (Hulme, 2009). No entanto, importantes esforços têm sido levados a cabo no sentido de reduzir a transferência voluntária e involuntária de organismos associada ao reforço de fluxos de pessoas e bens à escala planetária. Esforços no sentido de limitar legalmente, com restrições ao nível do ponto de vista alfandegário, mas também ao nível da consciencialização da população, através da divulgação de informação por diversos canais, seja através da publicação de guias de identificação (Marchante *et al.*, 2014), através de ações de sensibilização e controlo, e ainda através da divulgação *on line* de informação considerando aspetos diversos, como as áreas de ocorrência, os habitats mais suscetíveis e possíveis medidas de controlo (p.e.: www.invasoras.pt).

Considerando a escala planetária, e os fluxos de pessoas e bens, também as doenças humanas, nomeadamente as infecto-contagiosas ou associadas a vetor, têm recebido crescente atenção, através da implementação de estratégias que privilegiam a prevenção (Eisen *et al.*, 2009)

Pragas e doenças das florestas

Acomodando os princípios da gestão integrada de pragas (IPM), e alargando-os ao território, surgiu o Programa Operacional de Sanidade Florestal (POSEF) que estabelece medidas e ações de prevenção e controlo, definindo as bases de intervenção para a redução dos riscos de introdução, de dispersão e de danos provocados por agentes bióticos nocivos. Define também as entidades com competências na implementação dessas medidas e ações, perspectivadas para os vários grupos de agentes bióticos nocivos e para os diferentes sistemas florestais (ICNF, 2013a).

Nemátode da madeira do pinheiro (NMP)

Após a deteção do NMP em Portugal, e de acordo com o POSEF, iniciou-se um plano de prospeção que demonstrou que a sua distribuição não se encontrava limitada a algumas árvores, mas a uma área na Península de Setúbal, levando à delimitação de uma Zona de Restrição (309 mil ha) que agrupava a Zona Afetada e uma Zona Tampão (com cerca de 20 km). Todo o restante território foi considerado como Zona Isenta onde se realizaram ações periódicas de prospeção e monitorização intensiva da floresta de coníferas, com especial atenção às Zonas de Alto Risco associadas ao armazenamento/processamento de material lenhoso (Sousa *et al.*, 2015). Apesar das ações efetuadas para controlar e evitar a dispersão do NMP, novos focos foram identificados, pelo que em 2016 a totalidade do território foi declarada afetada. Foi então estabelecida uma Zona de Restrição com 20 Km ao longo da fronteira com Espanha (Decreto-Lei n.º 123/2015, de 3 de julho)¹⁵ e identificadas as áreas de intervenção (Local de Intervenção – LI), identificadas como sendo as

¹⁵ Medidas extraordinárias de proteção fitossanitária indispensáveis ao controlo do nemátodo-da-madeira-do-pinheiro e do seu inseto vetor: Decreto-Lei n.º 123/2015, de 3 de julho, que procede à primeira alteração (e republicação) do Decreto-Lei n.º 95/2011, de 8 de agosto

Freguesias onde é conhecida a presença do NMP ou onde o ICNF reconhece que há risco de estabelecimento e dispersão (fig. 7).

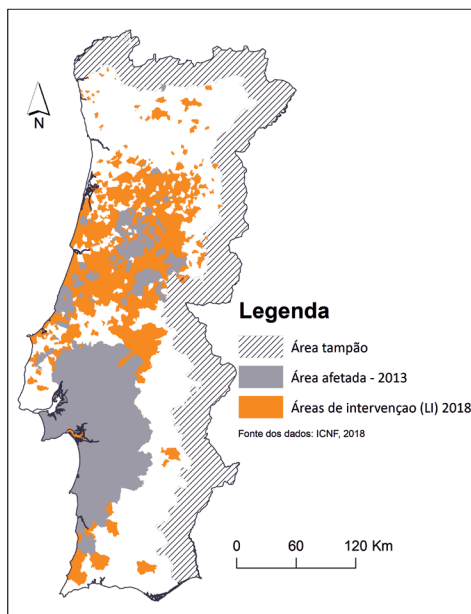


Fig. 7 - Áreas afetadas por nematodo-da- madeira-do-pinheiro.

Fig. 7 - Areas affected by pine- wood nematode.

O controlo desta praga está regulado pelo Decreto-Lei n.º 95/2011, de 8 de Agosto (Declaração de Retificação n.º 30-A/2011)¹⁶ que estabeleceu medidas extraordinárias de proteção fitossanitária indispensáveis ao controlo do NMP. Este diploma identificou quatro eixos principais de atuação:

1. Criação e definição das medidas de proteção destinadas a evitar a introdução e dispersão no território nacional e comunitário, a obrigatoriedade de registo de todos os operadores económicos envolvidos na exploração florestal de coníferas, bem como dos operadores económicos que procedem ao fabrico, tratamento e marcação de material de embalagem de madeira e ao tratamento de madeira de coníferas;

¹⁶ https://dre.pt/web/guest/legislacao-consolidada/-/lc/70328388/201704031607/exportPdf/normal/1/cacheLevelPage?LegislacaoConsolidada_WAR_drefrontofficeportlet_rp=indice

2. Estabeleceu as exigências específicas relativas ao abate, circulação e armazenamento de coníferas hospedeiras;
3. Definiu as medidas relativas ao tratamento de madeira e material de embalagem de madeira, a par das restrições à sua circulação no território nacional e à sua expedição para outros países;
4. Definiu um quadro de prerrogativas de inspeção e fiscalização, a par de um regime sancionatório, com vista a assegurar a verificação do cumprimento das exigências e a dissuasão da prática de eventuais infrações.

Os meios existentes para o controlo da NMP são escassos, sendo o contexto de Portugal agravado pela falta de homologação de muitos dos produtos usados internacionalmente. A aplicação dos meios de controlo pode ser direta, sobre o agente patogénico, ou indireta, sobre o vetor ou hospedeiro. Os métodos de controlo podem ser categorizados da seguinte forma: mecânicos, culturais, biotécnicos, químicos, biológicos e genéticos (Kwon *et al.*, 2011; Sousa *et al.*, 2015). As medidas de controlo conhecidas têm vindo a ser aplicadas de forma conjunta nos países asiáticos de forma a complementarem a sua ação e aumentar a eficácia. Atualmente não se afigura possível a sua erradicação em Portugal, pelo que é necessário continuar a implementar ações essencialmente dirigidas à sua contenção, suportadas em resultados decorrentes de atividades de investigação e desenvolvimento.

Gorgulho-do-eucalipto

Embora o gorgulho-do-eucalipto não seja um organismo de quarentena e, como tal, não esteja sujeito aos requisitos impostos pelo regime fitossanitário (Decreto-Lei n.º 170/2014, de 7 de novembro), pode ter impactes bastante negativos na economia do setor, sendo por isso fundamental operacionalizar os meios de luta disponíveis para o seu controlo. No sentido de minimizar estes efeitos foi elaborado em 2011 o Plano de Ação Nacional para o controlo das populações de *Gonipterus platensis*, atualizado em 2013 (ICNF, 2015b). Os meios de luta atualmente dispo-

níveis e eficazes centram-se na utilização de inimigos naturais (luta biológica), na utilização de produtos fitofarmacêuticos (luta química) e no melhoramento genético das variedades de eucalipto (ICNF, 2015b).. Os métodos de controlo biológico utilizados preveem a libertação de inimigos naturais, como é o caso dos parasitóides do género *Anaphes* spp., que se alimenta dos ovos do gorgulho-do-eucalipto e ajuda a controlar a praga, não apresentando risco ambiental uma vez que estes parasitóides oófangos são específicos de insetos do género *Gonipterus* spp. (Tooke, 1955). A largada dos parasitóides deve fazer-se durante as fases da postura, ou seja, entre fevereiro e junho e entre setembro e dezembro. Este agente de controlo tem sido utilizado com algum sucesso noutros países (Brasil, Uruguai, Chile, África do Sul e Espanha). Foram já efetuadas diversas largadas de *A. nitens* em Portugal, entre 1996 e 2011, tendo-se verificado algumas dificuldades no seu estabelecimento nas zonas de maior altitude (acima de 600 m), o que tem mantido as desfolhas das árvores a um nível bastante elevado nas áreas de serra no Centro e Norte do território continental (Reis *et al.*, 2012). Por este motivo, estão a ser estudados outros agentes de controlo biológico, nomeadamente as larvas *Entendon magnificus* (Girault & Dodd) (Hymenoptera: Eulophidae) e *Podisus nigrispinus* Dallas (Hemiptera: Pentatomidae) com resultados promissores em laboratório (Gumovsky *et al.*, 2015; Nascimento *et al.*, 2017).

Para utilização da luta química é necessário atender à legislação em vigor, nomeadamente à Diretiva Quadro do uso sustentável dos pesticidas (Diretiva 2009/128/CE, de 21 de outubro) transposta pelo DL 35/2017. Este controlo baseia-se na utilização de inseticidas que atuam por contacto e ingestão, com risco reduzido para o ambiente, utilizando substâncias à base de flufenoxurão (regulador de crescimento) e neonicotinóides (antagonistas dos recetores nicotínicos). Estes tratamentos devem ser realizados na primavera, quando a maior parte dos ovos já eclodiu, e serem limitados a plantações jovens, instaladas em solos pobres, que apresentam ataques severos, onde a desfolha é mais intensa. A sua utilização deve ser limitada apenas a ataques moderados a fortes. Podem também ser realizadas ações de controlo mecânico através da gradagem do solo nos meses adequados por forma a eliminar as pupas hibernantes deixando-as expostas a predadores e a condições ambientais adversas (ICNF, 2015a).

Quanto à luta genética, tem sido estudada a suscetibilidade de clones e plantas seminais pertencentes a diferentes espécies de *Eucalyptus* e híbridos interespecíficos. Embora já tenham sido identificados materiais genéticos pouco atacados por *G. platanensis*, haverá ainda que avaliar a sua aptidão florestal e tecnológica, em estudos de longo prazo, para validar a viabilidade de uso operacional em áreas de elevado risco de ataque pelo inseto. Assim, é importante dar continuidade a estes estudos, testando a viabilidade dos materiais que se revelaram menos suscetíveis ao gorgulho-do-eucalipto, assim como validar e/ou assegurar a sua baixa resistência ou tolerância à praga (Huerta-Fuentes *et al.*, 2008).

Vespa-das-galhas-do-castanheiro

Após a sua deteção em 2014, e face à grande expansão e severidade da doença, foi elaborado o Plano de Ação Nacional para controlo deste organismo (ICNF, 2017), alinhado com o POSF (ICNF, 2013a), que estabeleceu os procedimentos para a sua prospeção, monitorização e contenção. Neste contexto, Portugal, o Reino Unido e a Irlanda foram os únicos Estados-Membros a quem foi reconhecido o estatuto de Zona Protegida segundo a Diretiva de Execução 2014/78/EU da Comissão. Face à rápida dispersão do inseto no território nacional e à impossibilidade da sua erradicação, os requisitos relativos ao estatuto de “zona protegida” não puderam ser cumpridos.

Dadas as características de desenvolvimento da praga, os meios de luta cultural e de luta biológica, são atualmente consideradas as formas mais eficazes de controlo. Relativamente à primeira, recomenda-se o corte e destruição das partes da planta atacadas antes da emergência dos adultos de *D. kuriphilus*. Esta prática tem um efeito limitado, promovendo apenas a redução da carga biológica. Por outro lado, a procura de espécies, variedades e de híbridos de castanheiro tolerantes à vespa-das-galhas-do-castanheiro, tem sido uma opção desenvolvida na Ásia, América e Europa. A título de exemplo, as espécies *C. pumila* e *C. alnifolia*, parecem ser resistentes, assim como algumas variedades, nomeadamente a Muraie e Pugnenga de *C. sativa*, a variedade

híbrida Bouche de Bétizac (*C. sativa* x *C. crenata*) e outras (*C. crenata* x *C. sativa* e *C. mollissima* x *C. crenata*) (Sartor *et al.*, 2015). Estas são soluções a médio e longo-prazo que implicam investimentos avultados para a reconversão dos castiçais.

A luta química não é uma opção viável para o controlo deste inseto uma vez que os ovos, larvas e pupas se encontram protegidos pelos tecidos da planta que formam as galhas e pelo facto de os adultos terem um período longo de emergência e reduzida longevidade. Por outro lado, como os adultos não se alimentam das plantas de castanheiro, os inseticidas sistémicos não têm eficácia no controlo da praga.

O controlo biológico surge assim como a única decisão possível e tecnicamente justificada. A identificação na China do parasitóide específico *Torymus sinensis* levou ao estabelecimento de programas de luta biológica para a sua libertação em zonas infestadas, que se têm vindo a estender a todas as outras regiões onde a praga se instalou, designadamente na Europa, com resultados promissores. *Torymus sinensis* é um ectoparasitóide fenologicamente sincronizado com *D. kuriphilus*, tornando-se um agente de controle biológico particularmente eficaz. Os adultos emergem das galhas desocupadas no início da primavera e acasalam. As fêmeas localizam galhas recém-formadas de vespa-das-galhas-do-castanheiro e depositam aí os seus ovos que posteriormente se alimentarão das larvas do hospedeiro *D. kuriphilus* (Gibbs *et al.*, 2011). À escala global, a dispersão a longas distâncias do hospedeiro ocorre através da transferência de material vegetal infestado (ex.: exportação), havendo uma dispersão simultânea do parasitóide, alargando a sua área de atuação. À escala local, a dispersão da praga ocorre por voo do adulto, não se conhecendo ainda detalhes sobre o movimento localizado do parasitóide (Graziosi & Rieske, 2013). Com o objetivo de se aplicar a luta biológica em Portugal, fez-se uma estimativa da área de castanheiros afetada, para calcular o número aproximado de largadas do parasitóide *T. sinensis*. Como complemento, fizeram-se os estudos de caracterização climática e cultural das Zonas Demarcadas que permitiram confirmar a existência de condições favoráveis ao desenvolvimento da vespa-das-galhas-do-castanheiro. Assim, desde 2015 que são feitas largadas do parasitóide com o objetivo principal de evitar a dispersão do *D. kuriphilus* para o interior da região norte, designadamente para as zonas de produção de castanha por excelência como são três das quatro Denominações de Origem Protegida (DOP) em Portugal: Castanha da Terra Fria, Castanha da Padrela e Castanha dos Soutos da Lapa (ICNF, 2017).

Pragas e doenças na agricultura

Xylella fastidiosa

Após a sua deteção em 2014 em Itália, e face à grande expansão e severidade da doença, foram implementadas pela UE medidas iniciais de emergência para combater este organismo, revistas em 2015 com base na avaliação completa do risco (EFSA, 2015). Desde então, estas medidas foram atualizadas várias vezes com base nas informações científicas e técnicas disponíveis, com o objetivo de evitar a disseminação e novas introduções no território. As atuais medidas de emergência, aplicáveis a todos os Estados-Membros da UE, estão estabelecidas ao abrigo da Decisão (UE) 2015/789, na última redação Decisão de Execução (UE) 2018/1511, da Comissão Europeia¹⁷.

De acordo com esta decisão, logo que a presença da XF seja confirmada no território de um Estado-Membro, as autoridades competentes devem de imediato demarcar a área, constituída por uma *zona infetada* e uma *zona-tampão*. A zona infetada deve incluir todas as plantas que se saiba estarem infetadas, todas as plantas que apresentem sintomas que indiquem uma possível infeção e todas as outras plantas suscetíveis de estarem infetadas devido à proximidade das plantas infetadas. A zona-tampão deve ter uma largura mínima de 10 km para os focos sujeitos a medidas de confinamento, 5 km para os surtos sujeitos a medidas de erradicação e 1 km para focos isolados em que não ocorra disseminação natural e em que medidas de erradicação sejam imediatamente tomadas¹⁸.

As medidas de erradicação estabelecidas no artigo 6.º da Decisão (UE) 2015/789 aplicam-se a qualquer surto de XF detetado no território da União, com exceção

¹⁷ Disponível em <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018D1511&from=EN>

¹⁸ A implementação destas zonas em Portugal pode ser consultada no sítio da DGAV: <http://www.dgv.min-agricultura.pt/portal/page/portal/DGV/genericos?generico=14076974&cboui=14076974>

das zonas infetadas onde são aplicadas medidas de confinamento (por exemplo, Sul da Apúlia, Córsega e Baleares). Dentro da zona infetada, todas as plantas hospedeiras de XF localizadas no raio de 100 m em torno das plantas infetadas devem ser removidas, independentemente do seu estado de saúde. Antes da remoção, devem ser aplicados tratamentos fitossanitários apropriados contra o vetor, a fim de evitar dispersão adicional. Todas as plantas especificadas (plantas não hospedeiras) no raio de 100 m devem ser amostradas e testadas quanto à presença da bactéria. A fim de respeitar a tradição e a história de uma determinada localização, os Estados-Membros têm a possibilidade de decidir que as plantas hospedeiras, oficialmente designadas como plantas de valor histórico, não precisam de ser removidas se não estiverem infetadas.

Práticas agrícolas como a remoção de ervas daninhas, a aragem do solo e outras práticas identificadas pelos Estados-Membros devem ser implementadas tanto nas zonas infetadas como nas zonas tampão, com o objetivo de impedir a presença da bactéria nos seus hospedeiros herbáceos e reduzir a população vetorial na área em causa.

Devido à elevada incerteza sobre o espectro de plantas hospedeiras ou suscetíveis, as medidas de emergência da UE estabelecem requisitos rigorosos para a saída das zonas demarcadas e das zonas infetadas para as respetivas zonas de proteção. Atualmente, esta lista contém mais de 200 espécies e 35 géneros de plantas para plantio, exceto sementes, incluindo espécies economicamente importantes, como citrinos, videiras, oliveiras e amendoeiras. O movimento das plantas especificadas só é permitido se forem acompanhadas de um certificado fitossanitário ou de um passaporte fitossanitário.

De acordo com o Painel Fitossanitário da EFSA (Autoridade Europeia para a Segurança dos Alimentos), atualmente não existe um método disponível de cura (EFSA, 2018a). A estratégia de controlo tem que se centrar no inseto vetor e na remoção de plantas infetadas que, se deixadas no campo, podem atuar como um reservatório constituindo um inóculo da bactéria. Para o controlo da população de vetores, são necessários tratamentos adequados, tais como a remoção de ervas daninhas necessárias para a realização do ciclo de vida do inseto, mas também o uso direcionado de produtos fitofarmacêuticos, especialmente antes da remoção das plantas infetadas. Tais tratamentos devem ser implementados em conjunto, com práticas agrícolas apropriadas (Rapicavoli *et al.*, 2018).

Dada a complexidade deste sistema, para o qual concorrem a diversidade genética da bactéria e a sua capacidade de recombinação, aliada a uma panóplia de hospedeiros e vetores, XF continua a representar uma ameaça para muitas culturas agrícolas. O controlo desta doença requer uma visão holística, que só poderá ser alcançada através da compreensão dos diversos sistemas que compõem e interagem com este sistema.

Invasão por organismos exóticos

Tendo em conta o volume dos custos, económicos e ambientais, associados às invasões biológicas a nível mundial (Pimentel *et al.*, 2005; Marbuah *et al.*, 2014), esforços importantes têm sido canalizados tanto no sentido de gerir o problema em áreas onde este risco já se manifestou, como também em preparar medidas direcionadas à prevenção. No caso da prevenção, tem havido um esforço crescente no sentido de identificar tanto áreas suscetíveis à invasão como avaliar o risco associado a organismos ainda não presentes num território. No caso da avaliação do risco associado a novos organismos, e com base numa estratégia identificada como “*horizon scanning*”, pretende-se acelerar a definição e aplicação de medidas à escala nacional no sentido de impedir a introdução de novos organismos (Roy *et al.*, 2014; Matthews *et al.*, 2017). Neste âmbito, a estratégia seguida baseia-se na identificação de organismos já classificados como problemáticos em territórios que apresentam condições semelhantes do ponto de vista climático. Na verdade, este princípio tem sido incluído na modelação preditiva baseada no conceito de nicho ecológico, a qual tem permitido, através de modelos computacionais cada vez mais complexos, produzir modelos espaciais de alta resolução que permitem identificar as áreas mais suscetíveis à invasão. Ferramenta que se pode revelar como fundamental para a definição de prioridades e aplicação de medidas dedicadas à prevenção e controlo de invasoras. No caso destes modelos de alta resolução dedicados à análise do risco de invasão, o grande desafio prende-se com a necessidade de considerar tanto os

atributos do território, nomeadamente as condições abióticas, como os atributos dos organismos exóticos, nomeadamente as preferências ecológicas ou a sua capacidade de reprodução e dispersão. Relativamente a alguns atributos (p.e.: reprodução, dispersão, interações biológicas), apenas pontualmente têm sido incluídos, devido à escassez de dados e dificuldade em recolher esta informação. Aliado ao facto de ser recorrente o uso de modelos estáticos ou de base correlativa a partir da distribuição conhecida do organismo em territórios próximos, os resultados obtidos podem ser considerados conservadores, tanto mais que não contemplam a possibilidade de estes organismos poderem experimentar alterações do ponto de vista das preferências ecológicas (Caño *et al.*, 2008), capacidade que lhes possibilita a ocupação de outros habitats. Como é frequente que vários destes organismos estejam associados a introduções recentes, nem todos os potenciais habitats que podem ser ocupados pela espécie registam já a sua presença (Vicente *et al.*, 2018).

A consciência de que as invasões biológicas tomaram já proporções quase incontroláveis nalguns territórios ganha contornos ainda mais preocupantes quando se tem por referência cenários climáticos futuros, em que mais organismos poderão ter condições adequadas à sua reprodução e dispersão (Seebens *et al.*, 2018), ainda que o contrário também se possa verificar (Bellard *et al.*, 2018), o que vem complicar ainda a mais a definição de medidas que visam a gestão e prevenção neste domínio. A ideia de que se pode criar uma lista de elementos que devem ser considerados no risco de invasão para um território pode tornar-se, portanto, ainda mais complexa.

No entanto, este esforço de prevenção deve manter-se, uma vez que a gestão de áreas invadidas revela-se quase sempre morosa e muito dispendiosa, pelo que quanto mais cedo se avançar, menores serão os custos envolvidos e maiores os benefícios em termos dos impactes evitados. O Regulamento UE n.º 1143/2014, relativo à prevenção e gestão da introdução e propagação de espécies exóticas invasoras na UE, estabelece as regras para prevenção, deteção-precoce e erradicação rápida de espécies não presentes ou presentes em pequena escala na União, e gestão de espécies exóticas invasoras propagadas em larga escala. Em Portugal, foi recentemente aprovado o Decreto-Lei n.º 92/2019, que atualiza o Decreto-Lei n.º 565/99.

Prevenção e detecção-precoce de espécies invasoras

A estratégia mais vantajosa e sustentável em termos de gestão de espécies invasoras é a *prevenção*, que inclui a implementação de medidas que impeçam a introdução de novas espécies com potencial invasor, e a restrição da utilização de espécies invasoras (ou com risco ecológico) já introduzidas. Tão importante como a prevenção, é a capacidade de *detecção precoce e resposta rápida*. É essencial monitorizar o território, especialmente (mas não só) nas áreas com interesse para a conservação da natureza, de forma a detetar espécies com potencial invasor pouco tempo após a sua introdução. A detecção destas espécies quando apresentam distribuições ainda limitadas pode permitir a sua *erradicação* (i.e., a eliminação completa da espécie considerando não só os indivíduos vivos, mas também propágulos, e.g., ovos, sementes, fragmentos, etc., que possam originar novos indivíduos) com custos mais reduzidos e de forma mais fácil.

Várias abordagens podem utilizar-se e complementar-se neste âmbito:

1. Aplicação de instrumentos legislativos que permitam a interceção de espécies a nível das fronteiras: o Decreto-Lei n.º 565/99, de 21 de Dezembro proíbe a disseminação ou libertação na Natureza de espécies exóticas (não listadas no Anexo I) visando ou não a sua introdução intencional (artigo 3º e 7º), como forma de prevenir o estabelecimento acidental de populações selvagens na natureza. Proíbe ainda o cultivo, a criação ou a detenção em local confinado e a utilização como planta ornamental ou animal de companhia das espécies constantes dos Anexos I (apenas as identificadas como invasoras, artigo 8º) e III, como forma de prevenir a possibilidade de introdução ou de repovoamento através de evadidos. No entanto, a lista de espécies encontra-se incompleta, não só pelas dificuldades inerentes a uma compilação mais exaustiva, mas também por não ser atualizada desde 1999, dificultando a eficácia da sua aplicação. O artigo 10º deste Decreto, relativo à necessidade de licenciamento dos titulares de estabelecimentos em que exista detenção de espécies exóticas, refere na alínea d) o dever de comunicar à entidade competente “*logo que detetada, a evasão ou disseminação acidental de qualquer espécime de uma espécie exótica, para que possam ser avaliados os riscos de introdução e acionados, se necessário,*

mecanismos de controlo”. No entanto, ao contrário do que se passa com a gestão dos riscos fitossanitários e de saúde pública, os mecanismos de interceção de espécies (potencialmente) invasoras nas fronteiras nacionais não estão ainda implementados. O Regulamento Europeu n.º 1143/2014 estabelece regras para impedir, minimizar e atenuar os impactes adversos na biodiversidade da introdução e propagação, de forma intencional e não intencional, de espécies exóticas invasoras na União Europeia. Este regulamento dá muito realce à prevenção, deteção-precoce e erradicação rápida, incluindo sistemas de informação e vigilância, mas que estão ainda em desenvolvimento em Portugal. Estes instrumentos contribuem também para o controlo das vias de introdução, permitindo prevenir e reduzir as introduções indesejadas de espécies exóticas. Entre as principais vias de dispersão de plantas e animais conta-se a comercialização de espécies ornamentais, especialmente em meios urbanos, e de espécies exóticas como animais de estimação. Além dos instrumentos legais, têm sido desenvolvidos a nível Europeu Códigos de Conduta para lidar com a introdução intencional de espécies exóticas, como plantas ornamentais (Heywood & Sharrock, 2013), animais de companhia (Davenport & Collins, 2016).

2. Aposta na formação de técnicos e operacionais municipais e sapadores florestais, entre outros: além de conhecerem o território, têm com este um contacto diário, o que permite a monitorização contínua, permitindo detetar espécies já presentes que revelem sinais de expansão, prevenir o seu estabelecimento e detetar novos focos em estágios precoces de invasão (Marchante *et al.*, 2018a).
3. Sensibilização e envolvimento dos cidadãos: considerando que os cidadãos são importantes vetores de introdução e dispersão de espécies exóticas e invasoras, mas podem também contribuir para a mitigação dos problemas socio-ecológicos por elas provocados, o aumento da sensibilização e educação do público são cruciais para a prevenção e deteção-precoce (e gestão de forma geral) das invasões biológicas. Cidadãos bem informados podem adotar atitudes mais responsáveis, prevenindo a entrada ou dispersão de (novas) espécies invasoras, mas também colaborando em ações de deteção precoce ou de controlo de espécies.

A sensibilização *senso lato* pode passar por palestras, workshops, formações, jogos e outros materiais didáticos ou informativos, até atividades organizadas para controlar determinadas espécies invasoras, projetos de voluntariado que envolvem a comunidade, atividades de ciência-cidadã, por exemplo para mapear plantas invasoras, como é o caso da plataforma *invasoras.pt* (Marchante *et al.*, 2017; Marchante *et al.*, 2018a), que permite recolher e disponibilizar informação relativa à distribuição de espécies invasoras, tal como se pode observar na fig. 8, neste caso com o exemplo dos avistamentos de mimosa (*Acacia dealbata*) no território continental. Esta informação é importante para a definição de medidas de ação, tanto do ponto de vista do controlo em áreas já invadidas como em termos de prevenção e vigilância.

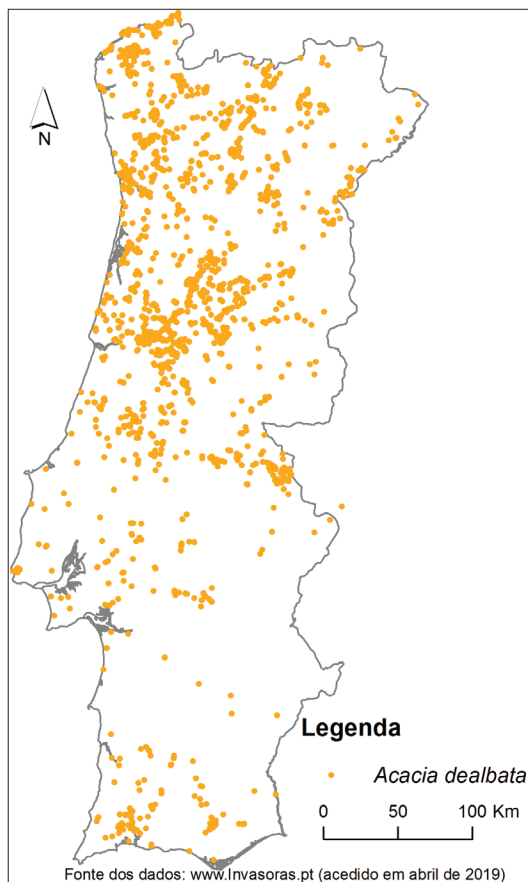


Fig. 8 - Mapa de avistamentos de *Acacia dealbata* em Portugal Continental.

Fig. 8 - Map of reported occurrences for *Acacia dealbata* in mainland Portugal.

4. Apostar na detecção precoce: quando as espécies invasoras já estão presentes em pequeno número ou numa pequena área é crucial detetá-las precocemente e dar uma resposta atempada, impedindo a sua dispersão e estabelecimento em novas áreas. Nesse caso, além das estratégias mencionadas acima, a detecção remota e a modelação podem ser ferramentas muito úteis para a monitorização preventiva e detecção precoce de espécies invasoras.

Controlo de espécies invasoras

Quando as espécies se estabelecem e dispersam para muitos locais a erradicação raramente é viável e passa a considerar-se o *controlo* das populações, visando reduzir a área invadida e mitigar os impactes. Qualquer que seja a espécie invasora e a metodologia selecionada, o controlo deve sempre incluir três fases: i) *controlo inicial*, que visa reduzir significativamente as populações da espécie invasora; ii) *controlo de seguimento ou continuidade*, que visa acompanhar de forma frequente as áreas interencionadas, para detetar e controlar, se necessário, a regeneração por rebentamento de touça ou raiz, germinação de sementes, eclosão de ovos, etc. e iii) *controlo de manutenção*, que consiste no controlo eficaz de focos esporádicos da espécie invasora, a mais longo prazo (Marchante *et al.*, 2018b).

Uma estratégia diferente que se pode utilizar é a *contenção* que visa limitar a propagação de uma espécie invasora atuando na periferia da área invadida, de modo a evitar que a espécie ocupe a sua área de distribuição potencial. Esta abordagem é mais apropriada para espécies que dispersam lentamente e a curtas distâncias e para as quais se podem estabelecer barreiras efetivas; podem também explorar-se as barreiras naturais à expansão da espécie, como sejam montanhas ou rios.

Pode ainda optar-se pela mitigação das espécies invasoras, em que o foco passa a ser as espécies nativas afetadas. As intervenções incluem a simples remoção de uma espécie invasora ou diversas opções de restauração ecológica para favorecer as espé-

cies nativas, envolvendo engenharia natural, reintrodução de espécies nativas ou até a translocação de populações viáveis de espécies em risco para áreas não invadidas (Marchante *et al.*, 2018b).

Para as diferentes estratégias (erradicação, contenção, controlo e mitigação) os métodos a utilizar são muito diversos desde, métodos mecânicos, químicos, biológicos, gestão do habitat e controlo integrado. Os métodos precisam ser ajustados ao contexto, objetivos (p.e.: restauração ecológica, produção, etc.) e às características biológicas das espécies e ter em conta a fase fenológica em que estas se encontram, o que pode aumentar o sucesso das intervenções e diminuir os custos. Vários exemplos de projetos de controlo de espécies invasoras são apresentados em (Marchante *et al.*, 2018b) e na plataforma invasoras.pt podem ser consultadas as metodologias a adotar para controlo de plantas invasoras.

Saúde humana

Como forma de reduzir os impactes da ação de organismos biológicos capazes de provocar doenças no ser humano, desde vírus com ação estacional e com consequências menos graves, como o vírus da gripe, até bactérias desencadeadoras de quadros de infeção fortemente debilitantes, são diversas as medidas e ações que têm sido colocadas em prática no sentido de controlar ou reduzir a sua prevalência. Um dos exemplos mais recentes está associado à existência de um surto de dengue na Ilha da Madeira. Havendo registo da presença do mosquito na ilha, o mosquito do Egito (*Aedes aegypti*), só em 2010 se registaram os primeiros casos não importados de dengue, correspondendo a uma situação em que o mosquito passou a funcionar como vetor, por estar infetado, o que pode ter ocorrido por introdução de um mosquito infetado ou devido à entrada de uma pessoa infetada, a qual terá funcionado como fonte do vírus, o qual foi transmitido pelo mosquito residente. No sentido de controlar o problema, o governo regional lançou uma campanha em vários meios de comunicação alertando a população para ações do dia-a-dia que podiam ajudar a reduzir a preva-

lência. Além da existência de condições climáticas adequadas à presença deste mosquito, nomeadamente invernos amenos nas áreas mais baixas da face sul da ilha, também o hábito da população ter plantas envasadas com água estagnada nas habitações criou as condições ideais para a procriação do mosquito. Tendo em conta que grande parte da população vive próxima da foz das ribeiras nos sectores mais quentes da ilha, estavam criadas as condições para elevado risco. No sentido de reduzir a possibilidade de transportar algum mosquito infetado para a Europa continental, as companhias aéreas viram-se obrigadas a desinsetizar todos os voos com origem no Funchal.

Para alguns tipos de vírus ou bactérias que têm uma prevalência maior, é comum haver, e estando disponível, um plano definido por cada estado no sentido de aumentar a resistência da população, ou seja, reduzir o risco de contrair uma doença, desde a gripe sazonal, associada ao vírus influenza, até à tuberculose. A tuberculose é uma doença contagiosa curável associada a uma infeção bacteriológica contraída por via aérea, a qual é causada por uma bactéria (*Mycobacterium tuberculosis*), também conhecida como Bacilo de Koch. Transmissível por via aérea, a transmissão pode ocorrer quando um indivíduo infetado tosse, espirra ou fala, libertando gotículas que podem ficar em suspenso no ar durante várias horas. A doença só ocorre em novos indivíduos que apresentam já alguns problemas de saúde, o que impede que as defesas do seu organismo consigam eliminar as bactérias, permitindo que se instale a infeção. No sentido de reduzir o risco da população, os planos de vacinação europeus incluem a chamada BCG (Bacilo de Calmette-Guérin), cuja ação é importante na prevenção das formas graves. A OMS prevê que cerca de ¼ da população mundial esteja infetada por tuberculose, ainda que não manifeste a doença (tuberculose latente). Segundo a OMS (OMS, 2016), a tuberculose foi responsável por 2,3% da mortalidade a nível mundial, figurando como uma das 10 causas principais de morte a nível mundial.

Malária

Ao nível das doenças infecciosas associadas a organismos patogénicos, vários têm sido os projetos dedicados ao controlo e redução de risco, como é o exemplo a malária. Transmissível por vetor mas sem cura, as ações têm estado centradas em medidas locais, cuja ação poderia estar a falhar devido à falta de articulação entre esforços desenvolvidos por diferentes grupos ou países. Neste sentido foi criado um projeto que se dedicou a desenvolver produtos que procuram ajudar na tomada de decisão – o Malaria Atlas Project (<https://map.ox.ac.uk/explorer>). Este é um projeto que procura cartografar as áreas de prevalência da infeção no sentido de dar apoio aos esforços de controlo desta doença à escala internacional. Disponibilizam cartografia interativa, a qual permite, por exemplo, avaliar espacialmente a evolução das áreas mais afetadas entre 2000 e 2015.

A região intertropical do continente Africano, como área endémica da malária, é um dos territórios onde a prevalência desta infeção assume maior importância a nível mundial. Como forma de reduzir o problema, após o ano 2000 foi levada a cabo uma campanha concertada para redução da prevalência desta infeção na África subsaariana através de um conjunto de ações no terreno. Como forma de avaliar os reflexos destas ações, levadas a cabo para a redução deste problema na saúde pública, e no sentido de apoiar a decisão em termos de áreas a abranger em termos de campanhas futuras, Bhatt *et al.* (2015) cartografaram a evolução da prevalência da infeção no continente Africano ao longo de 15 anos (2000-2015). Os resultados relativos à prevalência da malária (infeção por *P. falciparum*) em crianças entre os 2 e os 10 anos em África, continente em que esta infeção é endémica, indicam uma redução significativa entre 2000 e 2015 (fig. 9).

Assim, a implementação de ações concertadas, que envolvem vários domínios e escalas, permitem alguns avanços ao nível do controlo e redução do risco.

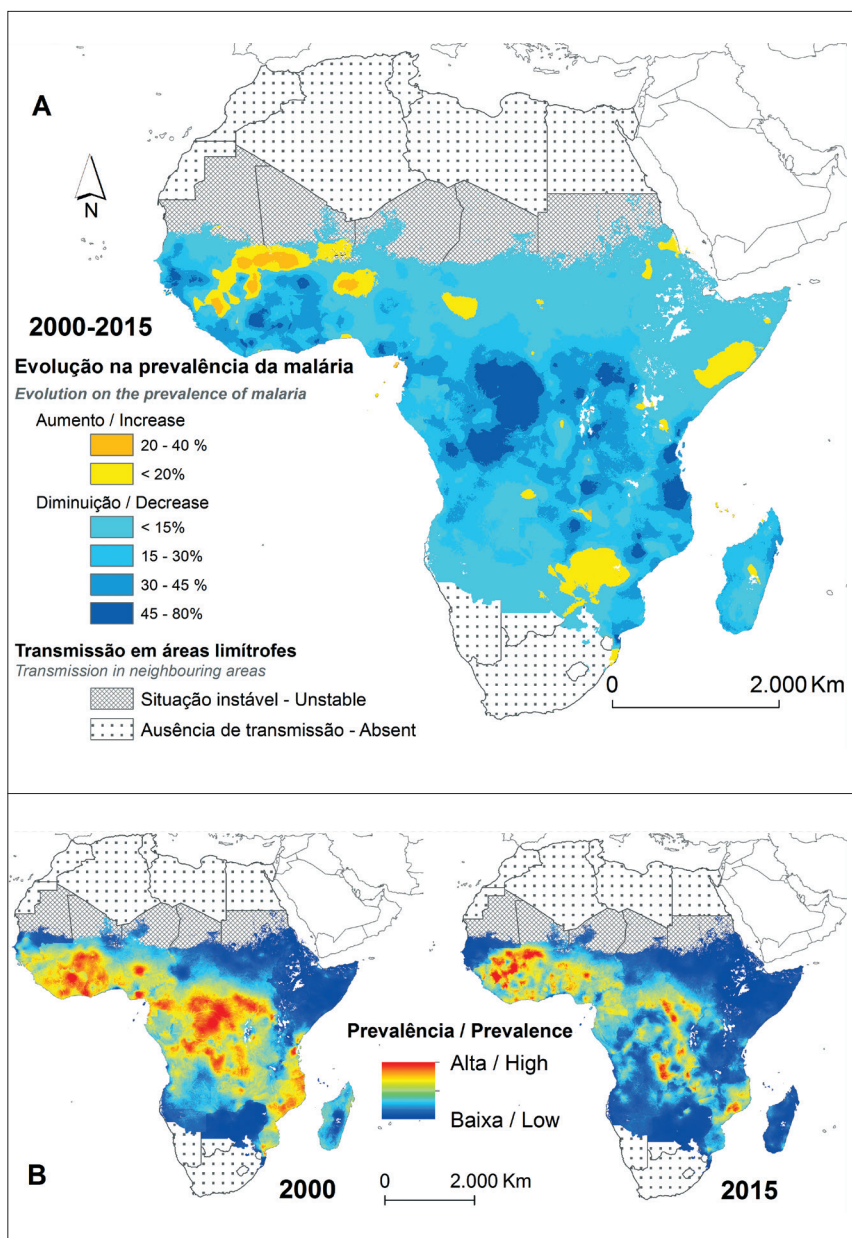


Fig. 9 - Prevalência de malária entre 2000 e 2015 em África
 (Fonte dos dados: Malaria Atlas Project, 2017).

Fig. 9 - Prevalence of malaria between 2000 and 2015 in Africa
 (Data source: Malaria Atlas Project, 2017).

Conclusão

A diversidade de organismos, a multiplicidade de escalas em que se manifestam, e a variedade de impactes associados tornam os riscos biológicos um dos desafios mais importantes na área da prevenção na atualidade. Como tal, este desafio envolve múltiplas formas de ação, desde a investigação científica, através da criação de novos fármacos, à alteração de comportamentos, nomeadamente em termos de aumento de controlo para redução da transferência, voluntária ou involuntária, de organismos, passando pela necessidade de monitorização e vigilância, recorrendo a novas tecnologias que permitem a recolha de informação essencial à compreensão de padrões espaciais e temporais ao nível da manifestação dos diferentes riscos biológicos.

Mas, se por um lado, o desenvolvimento tecnológico tem dado um contributo importante para reduzir os impactes associados aos riscos biológicos, por outro, contribuiu para a definição de novos desafios, nomeadamente pela promoção de fluxos de pessoas e mercadorias à escala global. Desafios que podem ganhar uma amplitude significativa no futuro pelo facto de ser necessário gerir estes riscos num contexto diferente, nomeadamente climático, o que poderá contribuir para alterar de forma significativa os padrões de manifestação conhecidos atualmente.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Professora Doutora Hélia Marchante, do Centro de Ecologia Funcional e Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Coimbra. Joana Costa agradece à Fundação para a Ciência e Tecnologia (SFRH/BPD/112157/2015) e ao projeto UID/BIA/04004/2013.

Referências bibliográficas

- Almeida, J. (1999). *Flora exótica subespontânea de Portugal continental (plantas vasculares). Catálogo das plantas vasculares exóticas que ocorrem subespontâneas em Portugal continental e compilação de informações sobre estas plantas*. Tese de Mestrado, Universidade de Coimbra, Coimbra, 281 p.
- Almeida, J., Freitas, H. (2012). Exotic flora of continental Portugal – a new assessment. *Bocconea* 24: 231-237.
- Almeida, R. P. P., Nunnery, L. (2015). How Do Plant Diseases Caused by *Xylella fastidiosa* Emerge? *Plant Disease* 99 (11): 1457-1467.
- Alves, A. M., Pereira, J. S., Silva, J. M. N. (2007). A introdução e a expansão do eucalipto em Portugal. *In: Alves, A. M., Pereira, J. S., Silva, J. M. N. (eds.), O Eucalipto em Portugal: Impactes Ambientais e Investigação Científica*. ISA Press, Lisboa, 13-24.
- Anastácio, P., Ribeiro, F., Sousa, R., Capinha, C., Banha, F., Gama, M., Filipe, A.F., Rebelo, R. (2018). Fauna invasora dulçaquícola: caracterização geral, impactes e estudos de caso. *In: Vicente, J. R., Queiroz, A. I., Marchante, E., Honrado, J. P., Silva, L. (eds.), As invasões biológicas. História, diversidade e gestão*. Arte e Ciência, Porto, 170-197.
- Anderson, P. K., Cunningham, A. A., Patel, N. G., Morales, F. J., Epstein, P. R., Daszak, P. (2004). Emerging infectious diseases of plants: pathogen pollution, climate change and agrotechnology drivers. *Trends in Ecology & Evolution* 19 (10): 535-544.
- Baldi, P., La Porta, N. (2017). *Xylella fastidiosa*: Host Range and Advance in Molecular Identification Techniques. *Front Plant Sci* 8: 944.
- Bellard, C., Jeschke, J. M., Leroy, B., Mace, G. M. (2018). Insights from modeling studies on how climate change affects invasive alien species geography. *Ecology and Evolution* 8 (11): 5688-5700.
- Bhatt, S., Weiss, D. J., Cameron, E., Bisanzio, D., Mappin, B., Dalrymple, U., Battle, K., Moyes, C. L., Henry, A., Eckhoff, P. A., Wenger, E. A., Briet, O., Penny, M. A., Smith, T. A., Bennett, A., Yukich, J., Eisele, T. P., Griffin, J. T., Fergus, C. A., Lynch, M., Lindgren, F., Cohen, J. M., Murray, C. L. J., Smith, D. L., Hay, S. I., Cibulskis, R. E., Gething, P. W. (2015). The effect of malaria control on *Plasmodium falciparum* in Africa between 2000 and 2015. *Nature* 526 (7572): 207-211.
- Bhattacharya, A. (2019). Global Climate Change and Its Impact on Agriculture. *In: Bhattacharya, A. (ed.), Changing Climate and Resource Use Efficiency in Plants*. Academic Press, 1-50.
- Blaikie, P., Cannon, T., Davis, I., Wisner, B. (1994). *At Risk: Natural Hazards, People Vulnerability and Disasters*, 1st Edition ed. Routledge, London and New York.
- Brzozowski, L., Mazourek, M. (2018). A Sustainable Agricultural Future Relies on the Transition to Organic Agroecological Pest Management. *Sustainability* 10, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/su10062023>.
- Bucci, E. M. (2018). *Xylella fastidiosa*, a new plant pathogen that threatens global farming: Ecology, molecular biology, search for remedies. *Biochemical and Biophysical Research Communications* 502 (2): 173-182.
- Butterworth, M. H., Semenov, M. A., Barnes, A., Moran, D., West, J.S., Fitt, B.D.L. (2010). North-South divide: contrasting impacts of climate change on crop yields in Scotland and England. *Journal of The Royal Society Interface* 7 (42): 123-130.
- Caño, L., Escarré, J., Fleck, I., Blanco-Moreno, J. M., Sans, F.X. (2008). Increased fitness and plasticity of an invasive species in its introduced range: a study using *Senecio pterophorus*. *Journal of Ecology* 96 (3): 468-476.
- Ceballos, A., Cerdà, A., Schnabel, S. (2002). Runoff production and erosion processes on a dehesa in western Spain. *Geographical Review* 92 (3): 333-353.

- Chauzat, M. P., Martin, S. (2009). *A foreigner in France: The Asian hornet*. *Biologist* 56 (2): 86-91.
- Chazdon, R. L., Brancalion, P. H. S., Laestadius, L., Bennett-Curry, A., Buckingham, K., Kumar, C., Moll-Rocek, J., Vieira, I. C. G., Wilson, S. J. (2016). When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio* 45 (5): 538-550.
- ChihCheng, T. C., Robert, R. K. (2007). The Date Palm (Phoenix dactylifera L.): Overview of Biology, Uses, and Cultivation. *HortScience horts* 42 (5): 1077-1082.
- Coletta-Filho, H. D., Francisco, C. S., Lopes, J. R. S., Oliveira, A. F., Silva, L. F. D. O. (2016). First report of olive leaf scorch in Brazil, associated with *Xylella fastidiosa* subsp. *pauca*. *Phytopathologia Mediterranea* 55 (1): 130-135.
- COMISSÃO EUROPEIA (2018). *Commission database of host plants found to be susceptible to Xylella fastidiosa in the Union territory - Update 11*. Available at https://ec.europa.eu/food/plant/plant_health_bi-osecurity/legislation/emergency_measures/xylella-fastidiosa/susceptible_en on 20/1/2019.
- CVV - COMISSÃO DE ACOMPANHAMENTO PARA A VIGILÂNCIA PREVENÇÃO E CONTROLO DA VESPA VELUTINA (2018). *Plano de Ação para a Vigilância e Controlo da Vespa velutina em Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa, 41 p.
- Davenport, K., Collins, J., Council of Europe (2016). *European Code of Conduct on Pets and Invasive Alien Species*. Strasbourg, 57. Disponível em: <https://rm.coe.int/european-code-of-conduct-on-international-travel-and-invasive-alien/168075e833>, acessido em 20 de outubro de 2018.
- de Haro, L., Labadie, M., Chanseau, P., Cabot, C., Blanc-Brisset, I., Penouil, F. (2010). Medical consequences of the Asian black hornet (*Vespa velutina*) invasion in Southwestern France. *Toxicon* 55 (2-3): 650-652.
- DIREÇÃO NACIONAL DE GESTÃO FLORESTAL (2012). *Ações de arborização e rearborização: propostas de alteração legislativa*. Instituto de Conservação da Natureza. Acessível em: <http://www2.icnf.pt/portal/icnf/faqs/arbtor>.
- Donatelli, M., Magarey, R.D., Bregaglio, S., Willocquet, L., Whish, J.P.M., Savary, S. (2017). Modelling the impacts of pests and diseases on agricultural systems. *Agricultural Systems* 155: 213-224.
- Early, R., Bradley, B. A., Dukes, J. S., Lawler, J. J., Olden, J.D., Blumenthal, D. M., Gonzalez, P., Grosholz, E. D., Ibañez, I., Miller, L.P., Sorte, C. J. B., Tatem, A. J. (2016). Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications* 7: 12485. DOI: <https://doi.org/10.1038/ncomms12485>
- EFSA, E.P.O.P.H. (2015). Scientific Opinion on the risks to plant health posed by *Xylella fastidiosa* in the EU territory, with the identification and evaluation of risk reduction options. *EFSA Journal* 13 (1): 3989.
- EFSA, E.P.O.P.H. (2018a). Scientific Opinion on the updated pest categorisation of *Xylella fastidiosa*. *EFSA Journal* 16 (7): 61.
- EFSA, E.P.O.P.H. (2018b). Pest categorisation of the *Gonipterus scutellatus* species complex. *EFSA Journal* 16 (1).
- Ehler, L.E. (2006). Integrated pest management (IPM): definition, historical development and implementation, and the other IPM. *Pest Management Science* 62 (9): 787-789.
- Eisen, L., Beaty, B. J., Morrison, A. C., & Scott, T. W. (2009). Proactive vector control strategies and improved monitoring and evaluation practices for dengue prevention. *Journal of medical entomology*, 46(6), 1245-1255. DOI: <https://doi.org/10.1603/033.046.0601>
- Elad, Y., Pertot, I. (2014). Climate Change Impacts on Plant Pathogens and Plant Diseases. *Journal of Crop Improvement* 28 (1): 99-139.
- Elton, C.S. (1958). *The ecology of invasions by animals and plants*. Springer, Boston, MA. 181 p.
- EPPO - EUROPEAN AND MEDITERRANEAN PLANT PROTECTION ORGANIZATION (2016). PM 7/4 (3) *Bursaphelenchus xylophilus*. *EPPO Bulletin* 46 (3): 647-647.

- Evans, A. M. (2014). Invasive plants, insects, and diseases in the forests of the Anthropocene. In: Sample, V. A., Bixler, R. P. (eds.), *Forest conservation and management in the Anthropocene: Adaptation of Science, Policy and Practices*. Pinchot Institute for Conservation, Washington DC, 145-160.
- Fabre, B., Piou, D., Desprez-Loustau, M. L., Marçais, B. (2011). *Can the emergence of pine Diplodia shoot blight in France be explained by changes in pathogen pressure linked to climate change?* ,3218-3227.
- FAO, FAO (2008). *Climate change and food security: a framework document*. Rome, 93 p. Available at <http://www.fao.org/forestry/15538-079b31d45081fe9c3dbc6ff34de4807e4.pdf> on 20/10/2018.
- Faugères, L. (1990). Géographie physique et risques naturels. *Bulletin de l'Association de Géographes Français* 2: 89-98.
- Ferrão, J. E. M. (1992). *A aventura das plantas e os descobrimentos portugueses*. Inst.Inv.Cient.Tropical, Lisboa. 241 p.
- Figueiredo, A., Alves, C., Patriarca, J., Cardoso, A. S., Castro, P., Loureiro, J. (2018). Would Rainfed Agriculture Be the Right Option Under Climate Change Scenarios? A Case Study from Centro Region of Portugal. In: Alves, F., Leal Filho, W., Azeiteiro, U. (eds.), *Theory and Practice of Climate Adaptation*. Springer International Publishing, Cham, 391-418.
- Firmino, P. N., Calvão, T., Ayres, M.P., Pimentel, C. S. (2017). *Monochamus galloprovincialis* and *Bursaphelenchus xylophilus* life history in an area severely affected by pine wilt disease: Implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 389: 105-115.
- Fonseca, L., Cardoso, J. M. S., Lopes, A., Pestana, M., Abreu, F., Nunes, N., Mota, M., Abrantes, I. (2012). The pinewood nematode, *Bursaphelenchus xylophilus*, in Madeira Island. *Helminthologia* 49 (2): 96-103.
- Fournier, A., Penone, C., Pennino, M. G., Courchamp, F. (2019). Predicting future invaders and future invasions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116 (16): 7905.
- Franklin, D. N., Brown, M. A., Datta, S., Cuthbertson, A. G. S., Budge, G. E., Keeling, M. J. (2017). Invasion dynamics of Asian hornet, *Vespa velutina* (Hymenoptera: Vespidae): a case study of a commune in south-west France. *Applied Entomology and Zoology* 52 (2): 221-229.
- George, F., Nunes, E. (2009). *Pandemias no século XXI*. Available at: https://http://www.janusonline.pt/arquivo/2009/2009_2_6.html - 1 on 22, outubro de 2018.
- Ghini, R., Hamada, E., Pedro Júnior, M. J., Marengo, J.A., Gonçalves, R. R. D. V. (2008). Risk analysis of climate change on coffee nematodes and leaf miner in Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 43: 187-194.
- Gibbs, M., Schoenrogge, K., Alma, A., Melika, G., Quacchia, A., Stone, G. N., Aebi, A. (2011). *Torymus sinensis*: a viable management option for the biological control of *Dryocosmus kuriphilus* in Europe? *Biocontrol* 56 (4): 527-538.
- Gomes, E. J. D. C. (2010). *Risco potencial de transmissão da malária em Portugal Continental*. Dissertação de Mestrado em Gestão do Território - Área de Especialização em Detecção Remota e Sistemas de Informação Geográfica, Universidade Nova de Lisboa.
- Graziosi, I., Rieske, L. K. (2013). Response of *Torymus sinensis*, a parasitoid of the gallforming *Dryocosmus kuriphilus*, to olfactory and visual cues. *Biological Control* 67 (2): 137-142.
- Gumovsky, A., De Little, D., Rothmann, S., Jaques, L., Mayorga, S. E. (2015). Re-description and first host and biology records of *Entedon magnificus* (Girault & Dodd) (Hymenoptera, Eulophidae), a natural enemy of Gonipterus weevils (Coleoptera, Curculionidae), a pest of Eucalyptus trees. *Zootaxa* 3957 (5): 577-584.
- Ha, T. (2014). *A Review on the Development of Integrated Pest Management and Its Integration in Modern Agriculture*. 336-340.
- Harvell, C. D., Mitchell, C. E., Ward, J. R., Altizer, S., Dobson, A. P., Ostfeld, R. S., Samuel, M. D. (2002). Climate Warming and Disease Risks for Terrestrial and Marine Biota. *Science* 296 (5576): 2158-2162.

- Hay, S. I., Battle, K. E., Pigott, D. M., Smith, D. L., Moyes, C. L., Bhatt, S., ... Gething, P. W. (2013). Global mapping of infectious disease. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 368(1614), 20120250. DOI: 10.1098/rstb.2012.0250
- Hellmann, C., Sutter, R., Rascher, K. G., Máguas, C., Correia, O., Werner, C. (2011). Impact of an exotic N₂-fixing *Acacia* on composition and N status of a native Mediterranean community. *Acta Oecologica* 37 (1): 43-50.
- Heywood, V. H., Sharrock, S., Council of Europe, Botanical Gardens Conservation International (2013). *European Code of Conduct for Botanic Gardens on Invasive Alien Species*. Strasbourg, Disponível em <http://www.botanicgardens.eu/downloads/Heywood&Sharrock-2013.pdf>
- Huerta-Fuentes, A., Chiffelle-Gomez, I., Serrano-Garzon, M., Vazquez-Silva, T., Araya-Clericus, J. (2008). *Susceptibility of eucalyptus species to Gonipterus scutellatus and electrophoretic profiles of adult marker proteins*. 327-33.
- Hulme, P. E. (2009). Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 46 (1): 10-18.
- Hulme, P. E., Nentwig, W., Pysek, P., Vilá, M., 2009. Common market, shared problems: time for a coordinated response to biological invasions in Europe?, in: Pysek, P., Pergl, J. (Eds.), 5th Neobiota Conference "Biological Invasions: Towards a Synthesis", Prague, Czech Republic, 3-19.
- ICNF (2013a). *Programa Operacional de Sanidade Florestal 2014/2020*. Disponível em: <http://www2.icnf.pt/portal/florestas/prag-doe/resource/doc/posf/posf> on 24/01/2019.
- ICNF (2013b). *6^o Inventário Florestal Nacional: áreas dos usos do solo e das espécies florestais de Portugal continental*. Instituto de Conservação da Natureza e Florestas, Lisboa. Disponível em: <http://www2.icnf.pt/portal/florestas/ifn/resource/doc/ifn/ifn6-res-prelimv1-1>, acessado em 24/01/2019.
- ICNF (2015a). *Manual de boas práticas Gorgulho-do-eucalipto*. Disponível em <http://www2.icnf.pt/portal/florestas/prag-doe/resource/doc/divul/manuais/Manual-boas-praticas-gorgulho-02-11-2015.pdf>, acessado em 26/01/2019.
- ICNF (2015b). *Plano de controlo para o inseto Gonipterus platensis*. Disponível em : <http://www2.icnf.pt/portal/florestas/prag-doe/plan-rel/resource/doc/plan/plano-acao-gorgulho-2fase-vf>, acessado em 22/01/2019.
- ICNF (2016). *Importância Económica*. Disponível em <http://www2.icnf.pt/portal/florestas/fileiras/econ>, acessado em 24/01/2019.
- ICNF (2017). *Plano de ação nacional para controlo do inseto Dryocosmus kuriphilus Yasumatsu*. Disponível em <http://www2.icnf.pt/portal/florestas/prag-doe/plan-rel/p-control/vesp-castanh>, acessado em 22/01/2019.
- ICNF - DGAV (2015). *Manual de boas práticas Gorgulho-do-eucalipto (Gonipterus platensis)*. Disponível em: <http://www2.icnf.pt/portal/florestas/prag-doe/resource/doc/divul/manuais/Manual-boas-praticas-gorgulho-02-11-2015.pdf>, acessado em 20/01/2019.
- INSTITUTE FOR HEALTH METRICS AND EVALUATION (IHME) (2018). *Findings from the Global Burden of Disease Study 2017*. Seattle, WA: IHME. Disponível em: http://www.healthdata.org/sites/default/files/files/policy_report/2019/GBD_2017_Booklet.pdf, acessado em 20 de janeiro de 2019.
- IPCC, I.P.C.C. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 p. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>
- Jardim, R., Sequeira, M. M. D. (2008). The vascular plants (Pteridophyta and Spermatophyta) of Madeira and Selvagens archipelagos. In: Borges, P. A. V., Abreu, C., Aguiar, A. M. F., Carvalho, P., Jardim, R., Melo, I., Oliveira, P., Sérgio, C., Serrano, A. R. M., Vieira, P. (eds.), *A list of the terrestrial fungi, flora and fauna of Madeira and Selvagens archipelagos*. Direcção Regional do Ambiente da Madeira e Universidade dos Açores, Funchal e Angra do Heroísmo, 157-208.

- Keenan, R. J., Reams, G. A., Achard, F., de Freitas, J. V., Grainger, A., Lindquist, E. (2015). Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management* 352: 9-20.
- Kenis, M., Branco, M. (2010). Impact of alien terrestrial arthropods in Europe. Chapter 5. *BioRisk* 4 (1): 51-71.
- Kertész, Á., Madarász, B. (2014). Conservation Agriculture in Europe. *International Soil and Water Conservation Research* 2 (1): 91-96.
- Kogan, M. (1998). Integrated Pest Management: Historical Perspectives and Contemporary Developments. *Annual Review of Entomology* 43 (1): 243-270.
- Kwon, T. S., Shin, J. H., Lim, J. H., Kim, Y. K., Lee, E. J. (2011). Management of pine wilt disease in Korea through preventative silvicultural control. *Forest Ecology and Management* 261 (3): 562-569.
- Landa, B., Marco-Noales, E., López, M. M. (eds.) (2017). *Enfermedades causadas por la bacteria Xylella fastidiosa*, Cajamar Caja Rural Press, España, 319 p.
- Le Maître, D. C., Gaertner, M., Marchante, E., Ens, E. J., Holmes, P. M., Pauchard, A., O'Farrell, P. J., Rogers, A. M., Blanchard, R., Blignaut, J., Richardson, D. M. (2011). Impacts of invasive Australian acacias: implications for management and restoration. *Diversity and Distributions* 17 (5): 1015-1029.
- Levers, C., Butsic, V., Verburg, P. H., Müller, D., Kuemmerle, T. (2016). Drivers of changes in agricultural intensity in Europe. *Land Use Policy* 58: 380-393.
- López-Núñez, F. A., Heleno, R. H., Ribeiro, S., Marchante, H., Marchante, E. (2017). Four-trophic level food webs reveal the cascading impacts of an invasive plant targeted for biocontrol. *Ecology* 98 (3): 782-793.
- López-Núñez, F. A., Ribeiro, S., Marchante, H., Heleno, R.H., Marchante, E. (2018). Life inside a gall: diversity, phenology and structure of Portuguese gall communities, their hosts, parasitoids and inquiline. *Arthropod-Plant Interactions* 13(3): 477-488.
- Lorenzo, P., González, L., Reigosa, M. J. (2010). The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Annals of Forest Science* 67 (1): 101-101.
- Loureiro, J., Castro, P., Alves, F., Figueiredo, A., Comunidade Intermunicipal da Região Centro, Universidade de Coimbra (2017). *Plano Intermunicipal de Adaptação às Alterações Climáticas da Comunidade Intermunicipal da Região Centro*. Coimbra, 1265 p.
- Lourenço, L. (2003). Análise de riscos e gestão de crises. O exemplo dos incêndios florestais. *Territorium* 10: 89-100. Disponível em: <https://impactum-journals.uc.pt/territorium/article/view/3468/2705>
- Lourenço, L. (2007). Riscos naturais, antrópicos e mistos. *Territorium* 14: 109-113. Disponível em: <https://impactum-journals.uc.pt/territorium/article/view/3468/2705>
- Lourenço, L. (2018). Uma classificação de riscos na ótica da proteção civil. In: Lourenço, L., Amaro, A. (eds.), *Riscos e Crises. Da teoria à plena manifestação*. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, p.113-144. Disponível em: https://www.riscos.pt/wp-content/uploads/2018/SRC_VI/eBook_Riscos-e-Crises_cap4.pdf
- Lowry, E., Rollinson, E. J., Laybourn, A. J., Scott, T. E., Aiello-Lammens, M. E., Gray, S. M., Mickle, J., Gurevitch, J. (2013). Biological invasions: a field synopsis, systematic review, and database of the literature. *Ecology and Evolution* 3 (1): 182-196.
- MacDicken, K. G. (2015). Global Forest Resources Assessment 2015: What, why and how? *Forest Ecology and Management* 352: 3-8.
- Macpherson, M. F., Kleczkowski, A., Healey, J. R., Quine, C. P., Hanley, N. (2017). The effects of invasive pests and pathogens on strategies for forest diversification. *Ecological Modelling* 350: 87-99.
- Mapondera, T. S., Burgess, T., Matsuki, M., Oberprieler, R. G. (2012). Identification and molecular phylogenetics of the cryptic species of the *Goniapterus scutellatus* complex (Coleoptera: Curculionidae: Gonipterini). *Australian Journal of Entomology* 51 (3): 175-188.

- Marbuah, G., Gren, I. M., McKie, B. (2014). Economics of Harmful Invasive Species: A Review. *Diversity* (14242818) 6 (3): 500-523.
- Marchante, E., Kjøller, A., Struwe, S., Freitas, H. (2008a). Short- and long-term impacts of *Acacia longifolia* invasion on the belowground processes of a Mediterranean coastal dune ecosystem. *Applied Soil Ecology* 40 (2): 210-217.
- Marchante, E., Kjøller, A., Struwe, S., Freitas, H. (2008b). Invasive *Acacia longifolia* induce changes in the microbial catabolic diversity of sand dunes. *Soil Biology and Biochemistry* 40 (10): 2563-2568.
- Marchante, E., Kjøller, A., Struwe, S., Freitas, H. (2009). Soil recovery after removal of the N₂-fixing invasive *Acacia longifolia*: consequences for ecosystem restoration. *Biological Invasions* 11 (4): 813-823.
- Marchante, E., Canha, P., Vaz, A. S. L., Morais, M. C., Pinto, M., Almeida, C., Fernandes, M. R., Graça, M. D. S., Figueiredo, A., Figueira, R., Matos, M., Sequeira, M. M. D., Pupo-Correia, A., Marchante, H. (2018a). Prevenção e deteção precoce. In: Vicente, J. R., Queiroz, A. I., Marchante, E., Honrado, J. P., Silva, L. (eds.), *As invasões biológicas. História, diversidade e gestão*. Arte e Ciência, Porto, 261-289.
- Marchante, H., Freitas, H., Hoffmann, J. H. (2011). Post-clearing recovery of coastal dunes invaded by *Acacia longifolia*: is duration of invasion relevant for management success? *Journal of Applied Ecology* 48 (5): 1295-1304.
- Marchante, H., Morais, M., Freitas, H., Marchante, E. (2014). *Guia prático para a identificação de plantas invasoras em Portugal*. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, 207 p.
- Marchante, H., Marchante, E., Freitas, H., Hoffmann, J. H. (2015). Temporal changes in the impacts on plant communities of an invasive alien tree, *Acacia longifolia*. *Plant Ecology* 216 (11): 1481-1498.
- Marchante, H., Morais, M. C., Gamela, A., Marchante, E. (2017). Using a WebMapping Platform to Engage Volunteers to Collect Data on Invasive Plants Distribution. *Transactions in GIS* 21 (2): 238-252.
- Marchante, H., Gomes, C. P., Galhano, C., Duarte, L., Marchante, E. (2018b). Erradicação, contenção e controlo de espécies invasoras. In: Vicente, J. R., Queiroz, A. I., Marchante, E., Honrado, J. P., Silva, L. (eds.), *As invasões biológicas. História, diversidade e gestão*. Arte e Ciência, Porto, 91-321.
- Matthews, J., Beringen, R., Creemers, R., Hollander, H., Kessel, N., H. H. V., Van De Koppel, S., J. J., Lemaire, A., Odé, B., Verbrugge, L., Hendriks, J., Schipper, A., Van der Velde, G., Leuven, R.S.E.W. (2017). *A new approach to horizon-scanning: Identifying potentially invasive alien species and their introduction pathways*.
- MEA, MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis report*. Washington, DC. Available at <http://www.millenniumassessment.org/> on 7/06/2009
- Morais, M., Marchante, E., Marchante, H. (2017). Big troubles are already here: risk assessment protocol shows high risk of many alien plants present in Portugal. *Journal for Nature Conservation* 35: 1-12.
- Morand, S., Owers, K. A., Waret-Szkuta, A., McIntyre, K. M., Baylis, M. (2013). Climate variability and outbreaks of infectious diseases in Europe. *Scientific Reports* 3: 1774.
- Mota, M., Braasch, H., Antonia Bravo, M., Catarina Penas, A., Burgermeister, W., Metge, K., Sousa, E. (1999). First report of *Bursaphelenchus xylophilus* in Portugal and in Europe. *Nematology* 1 (7-8): 727-734.
- Nascimento, L. I., Soliman, E. P., Zauza, E. Â. V., Stape, J. L., Wilken, C. F. (2017). *First Global Record of Podisus nigripinus (Hemiptera: Pentatomidae) as Predator of Gonipterus platensis (Coleoptera: Curculionidae) Larvae and Adults*. SPIE. 3 p.
- Naves, P., Mota, M., Pires, J., Penas, A. C., Sousa, E., Bonifácio, L., Bravo, M.A. (2001). *Bursaphelenchus xylophilus* (Nematoda: Aphelenchoididae) associated with *Monochamus galloprovincialis* (Coleoptera: Cerambycidae) in Portugal. *Nematology* 3 (1): 89-91.
- Nunes, A. N., Coelho, C. O. A., Almeida, A. C. D., Figueiredo, A. (2010). Soil erosion and hydrological response to land abandonment in a central inland area of Portugal. *Land Degradation & Development* 21 (3): 260-273.

- Nunes da Silva, M., Solla, A., Sampedro, L., Zas, R., Vasconcelos, M. W. (2015). Susceptibility to the pinewood nematode (PWN) of four pine species involved in potential range expansion across Europe. *Tree Physiol* 35 (9): 987-999.
- Olímpio, J., Zanella, M. (2017). Riscos naturais: conceitos, componentes e relações entre natureza e sociedade. *Raega - O Espaço Geográfico em Análise* 40: 94-109.
- OMS, ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE (2018). *Global Health Estimates 2016: Deaths by Cause, Age, Sex, by Country and by Region, 2000-2016*. Geneva. Disponível em https://http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/estimates/en/, acessado em 20 de outubro de 2018.
- PARLAMENTO EUROPEU (2018). *A União Europeia e as florestas*. Disponível em: http://www.europarl.europa.eu/ftu/pdf/pt/FTU_3.2.11.pdf, acessado em 20/01/2019.
- Patz, J. A., Graczyk, T. K., Geller, N., Vittor, A. Y. (2000). Effects of environmental change on emerging parasitic diseases. *International Journal for Parasitology* 30 (12): 1395-1405.
- Pimentel, D., Zuniga, R., Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52: 273-288.
- Porter, J. R., Xie, L., Challinor, A. J., Cochrane, K., Howden, S. M., Iqbal, M. M., Lobell, D. B., Travasso, M. I. (2014). Food security and food production systems. In: Field, C. B., Barros, V. R., Dokken, D. J., Mach, K. J., Mastrandrea, M. D., Bilir, T. E., Chatterjee, M., Ebi, K. L., Estrada, Y. O., Genova, R. C., Girma, B., Kissel, E. S., Levy, A. N., MacCracken, S., Mastrandrea, P. R., White, L.L. (eds.), *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 485-533.
- Potter, C., Urquhart, J. (2017). Tree disease and pest epidemics in the Anthropocene: A review of the drivers, impacts and policy responses in the UK. *Forest Policy and Economics* 79: 61-68.
- Pukkala, T., Möykkynen, T., Robinet, C. (2014). Comparison of the potential spread of pinewood nematode (*Bursaphelenchus xylophilus*) in Finland and Iberia simulated with a cellular automaton model. *Forest Pathology* 44 (5): 341-352.
- Purcell, A. (2013). Paradigms: Examples from the Bacterium *Xylella fastidiosa*. *Annual Review of Phytopathology* 51 (1): 339-356.
- Queiroz, A. I., Macedo, A. M. D. (2018). Bem-me-quer, muito, pouco, nada. Dimensão cultural das espécies exóticas invasoras. In: Vicente, J. R., Queiroz, A. I., Marchante, E., Honrado, J. P., Silva, L. (eds.), *As invasões biológicas. História, diversidade e gestão*. Arte e Ciência, Porto, 31-53.
- Rapicavoli, J., Ingel, B., Blanco-Ulate, B., Cantu, D., Roper, C. (2018). *Xylella fastidiosa*: an examination of a re-emerging plant pathogen. *Mol Plant Pathol* 19 (4): 786-800.
- Rascher, K. G., Hellmann, C., Máguas, C., Werner, C. (2012). Community scale 15N isoscapes: tracing the spatial impact of an exotic N₂-fixing invader. *Ecology Letters* 15 (5): 484-491.
- Rebelo, F. D. S. (ed.) (2003). *Riscos naturais e ação antrópica: estudos e reflexões*. 2.^a ed, Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, 286 p.
- Reis, A. R., Ferreira, L., Tomé, M., Araujo, C., Branco, M. (2012). Efficiency of biological control of *Gonipterus platensis* (Coleoptera: Curculionidae) by *Anaphes nitens* (Hymenoptera: Mymaridae) in cold areas of the Iberian Peninsula: Implications for defoliation and wood production in *Eucalyptus globulus*. *Forest Ecology and Management* 270: 216-222.
- Richardson, D. M., Pyšek, P. (2008). Fifty years of invasion ecology – the legacy of Charles Elton. *Diversity and Distributions* 14 (2): 161-168.
- Robertson, L., Arcos, S. C., Escuer, M., Merino, R.S., Esparrago, G., Abelleira, A., Navas, A. (2011). Incidence of the pinewood nematode *Bursaphelenchus xylophilus* Steiner & Buhrer, 1934 (Nickle, 1970) in Spain. *Nematology* 13 (6): 755-757.

- Robinet, C., Suppo, C., Darrouzet, E. (2017). Rapid spread of the invasive yellow-legged hornet in France: the role of human-mediated dispersal and the effects of control measures. *Journal of Applied Ecology* 54 (1): 205-215.
- Rodríguez-Echeverría, S., Crisóstomo, J.A., Nabais, C., Freitas, H. (2009). Belowground mutualists and the invasive ability of *Acacia longifolia* in coastal dunes of Portugal. *Biological Invasions* 11 (3): 651-661.
- Rome, Q., Dambrine, L., Onate, C., Muller, F., Villemant, C., García-Pérez, A., Maia, M., Carvalho Esteves, P., Bruneau, É. (2013). *Spread of the invasive hornet Vespa velutina Lepeletier, 1836, in Europe in 2012 (Hym., Vespidae)*, 21-22 p.
- Roy, H. E., Peyton, J., Aldridge, D. C., Bantock, T., Blackburn, T. M., Britton, R., Clark, P., Cook, E., Dehnen-Schmutz, K., Dines, T., Dobson, M., Edwards, F., Harrower, C., Harvey, M. C., Minchin, D., Noble, D. G., Parrott, D., Pocock, M. J. O., Preston, C. D., Roy, S., Salisbury, A., Schönrogge, K., Sewell, J., Shaw, R. H., Stebbing, P., Stewart, A. J. A., Walker, K. J. (2014). Horizon scanning for invasive alien species with the potential to threaten biodiversity in Great Britain. *Global Change Biology*, 20 (12): 3859-3871.
- Saavedra, M. (2013). Malária, mosquitos e ruralidade no Portugal do século XX. *Etnográfica* 17 (1): 51-76.
- Sanz Elorza, M., D. Dama Sánchez, E., Eduardo, S. (2004). *Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España*. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid, 384 p.
- Sartor, C., Dini, F., Torello Marinoni, D., Mellano, M.G., Beccaro, G.L., Alma, A., Quacchia, A., Botta, R. (2015). Impact of the Asian wasp *Dryocosmus kuriphilus* (Yasumatsu) on cultivated chestnut: Yield loss and cultivar susceptibility. *Scientia Horticulturae* 197: 454-460.
- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Gradow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., Kartesz, J., Kenis, M., Krefth, H., Kühn, I., Lenzner, B., Liebhold, A., Mosena, A., Moser, D., Nishino, M., Pearman, D., Pergl, J., Rabitsch, W., Rojas-Sandoval, J., Roques, A., Rorke, S., Rossinelli, S., Roy, H.E., Scalera, R., Schindler, S., Štajerová, K., Tokarska-Guzik, B., van Kleunen, M., Walker, K., Weigelt, P., Yamanaka, T., Essl, F. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8: 14435.
- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Pagad, S., Pyšek, P., van Kleunen, M., Winter, M., Ansong, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Borer, A., Brockerhoff, E.G., Brundu, G., Capinha, C., Causton, C.E., Celesti-Gradow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Economou, E. P., Fuentes, N., Guénard, B., Jäger, H., Kartesz, J., Kenis, M., Kühn, I., Lenzner, B., Liebhold, A.M., Mosena, A., Moser, D., Nentwig, W., Nishino, M., Pearman, D., Pergl, J., Rabitsch, W., Rojas-Sandoval, J., Roques, A., Rorke, S., Rossinelli, S., Roy, H.E., Scalera, R., Schindler, S., Štajerová, K., Tokarska-Guzik, B., Walker, K., Ward, D.F., Yamanaka, T., Essl, F. (2018). Global rise in emerging alien species results from increased accessibility of new source pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115 (10): E2264-E2273.
- Sicard, A., Zeilinger, A.R., Vanhove, M., Schartel, T.E., Beal, D.J., Daugherty, M.P., Almeida, R.P.P. (2018). *Xylella fastidiosa*: Insights into an Emerging Plant Pathogen. *Annual Review of Phytopathology*, 56 (1): 181-202.
- Silva-Rocha, I., Vieira, V., Aguiar, A. F., Boieiro, M., Borges, P. A. V., Carretero, M. A., Cravo, D., Jesus, J., Matos, M., Monteiro, M., Rego, C., Reino, L., Serrano, A. R. M., Soares, A. O., Sousa, A. (2018). Animais exóticos invasores em ecossistemas terrestres. In: Vicente, J. R., Queiroz, A. I., Marchante, E., Honrado, J. P., Silva, L. (eds.), *As invasões biológicas. História, diversidade e gestão*. Arte e Ciência, Porto, 142-169.
- Sinka, M. E., Bangs, M. J., Manguin, S., Coetzee, M., Mbogo, C. M., Hemingway, J., Patil, A. P., Temperley, W. H., Gething, P. W., Kabaria, C. W., Okara, R. M., Van Boeckel, T., Godfray, H. C. J., Harbach, R. E., Hay, S.I. (2010). The dominant Anopheles vectors of human malaria in Africa, Europe and the Middle East: occurrence data, distribution maps and bionomic précis. *Parasites & Vectors* 3 (1): 117.

- Sousa, E., Valle, F., Abrantes, I. (2015). *Doença da Murchidão do Pinheiro na Europa - Interações Biológicas e Gestão Integrada*. ISBN: 978-989-99365-0-8.
- Sousa, R., Marchante, E., Vicente, J., Vaz, A. S. L. (2018). Publicação científica sobre invasões biológicas. In: Vicente, J. R., Queiroz, A.I., Marchante, E., Honrado, J.P., Silva, L. (eds.), *As invasões biológicas. História, diversidade e gestão*. Arte e Ciência, Porto, 85-103.
- Tooke, F. G. C. (1955). *The Eucalyptus Snout.beetle, Gonipterus scutellatus Gyll. A Study of its Ecology and Control by biological Means*. Pretoria. 282 p.
- van Lierop, P., Lindquist, E., Sathyapala, S., Franceschini, G. (2015). Global forest area disturbance from fire, insect pests, diseases and severe weather events. *Forest Ecology and Management* 352: 78-88.
- Vaz, A.S., Kueffer, C., Kull, C.A., Richardson, D.M., Schindler, S., Muñoz-Pajares, A.J., Vicente, J.R., Martins, J., Hui, C., Kühn, I., Honrado, J.P. (2017). The progress of interdisciplinarity in invasion science. *Ambio*, 46 (4): 428-442.
- Vicente, C., Espada, M., Vieira, P., Mota, M. (2012). Pine Wilt Disease: a threat to European forestry. *European Journal of Plant Pathology*, 133 (1): 89-99.
- Vicente, J. R., Queiroz, A. I., Marchante, E., Honrado, J. P., Silva, L. (2018). *As invasões biológicas. História, diversidade e gestão*. Arte e Ciência, Porto. 978-989-99518-8-4, 316 p.
- Villemant, C., Haxaire J. P., Streito, J. C. (2006). *Premier bilan de l'invasion de Vespa velutina Lepeletier en France (Hymenoptera, Vespidae)*. Bulletin de la Société entomologique de France, 111 (4), 2006: 535-538.
- Villemant, C., Haxaire J, Streito J. C. (2006) La découverte du frelon asiatique Vespa velutina en France. *Insectes*, 143: 3-7.
- Villemant, C., Muller, F., Haubois, S., Perrard, A., Darrouzet, E., Rome, Q. (2011) Bilan dès travaux (MNHN et IRBI) sur l'invasion en France de Vespa velutina, le frelon asiatique prédateur d'abeilles. In: Barbançon J-M, Lhostis M (eds) Journée Scientifique Apicola, Oniris-Fnosad, Arles, Nantes, France, 3-12
- Vos, R., Bellù, L. G. (2019). Chapter 2 - Global Trends and Challenges to Food and Agriculture into the 21st Century. In: Campanhola, C., Pandey, S. (eds.), *Sustainable Food and Agriculture*. Academic Press, 11-30.
- Walther, G. R., Roques, A., Hulme, P.E., Sykes, M. T., Pyšek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukát, Z., Bugmann, H., Czúcz, B., Dauber, J., Hickler, T., Jarošík, V., Kenis, M., Klotz, S., Minchin, D., Moora, M., Nentwig, W., Ott, J., Panov, V. E., Reineking, B., Robinet, C., Semchenko, V., Solarz, W., Thuiller, W., Vilà, M., Vohland, K., Settele, J. (2009). Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 24 (12): 686-693.
- WHO-WMO, W.H.O.W.M.O. (2012). Atlas of health and climate. World Meteorological Organization Geneva, 64 p.
- Yalcindag, E., Elguero, E., Arnathau, C., Durand, P., Akiana, J., Anderson, T.J., Aubouy, A., Balloux, F., Besnard, P., Bogreau, H., Carnevale, P., D'Alessandro, U., Fontenille, D., Gamboa, D., Jombart, T., Le Mire, J., Leroy, E., Maestre, A., Mayxay, M., Ménard, D., Musset, L., Newton, P.N., Nkoghé, D., Noya, O., Ollomo, B., Rogier, C., Veron, V., Wide, A., Zakeri, S., Carme, B., Legrand, E., Chevillon, C., Ayala, F.J., Renaud, F., Prugnolle, F. (2012). Multiple independent introductions of *Plasmodium falciparum* in South America. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109 (2): 511-516.
- Yue, R. P. H., Lee, H. F., Wu, C. Y. H. (2017). Trade routes and plague transmission in pre-industrial Europe. *Scientific Reports*, 7 (1): 12973.
- Zamora, P., Rodríguez, V., Renedo, F., Sanz, A.V., Domínguez, J. C., Pérez-Escolar, G., Miranda, J., Álvarez, B., González-Casas, A., Mayor, E., Dueñas, M., Miravalles, A., Navas, A., Robertson, L., Martín, A. B. (2015). First Report of Bursaphelenchus xylophilus Causing Pine Wilt Disease on Pinus radiata in Spain. *Plant Disease*, 99 (10): 1449-1449.