

SILVA LUSITANA



07

*As plantações de eucalipto e os recursos
naturais em Portugal*



Instituto Nacional de
Investigação Agrária e
Veterinária, I.P.

CADERNO TÉCNICO

Ficha Técnica:

Título: AS PLANTAÇÕES DE EUCALIPTO E OS RECURSOS NATURAIS EM PORTUGAL: AVANÇOS RECENTES E DESAFIOS

Edição: Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária

Editor Responsável: Miguel Pestana (INIAV)

Coordenação: Cristina Marques

Autores:

Ana Catarina Manta; Ana Cláudia Dias; Ana Quintela; André Simões Carvalho; António Aires; Carlos Pascoal Neto; Carlos Valente; Catarina Gonçalves; Cláudio Teixeira; Cristina Máguas; Cristina Marques; Daniela Ferreira; Helena Bragança; Jacob Keizer; João Coutinho; João Ezequiel; João Lé; João Melo Bandeira; José L. Carvalho; José Miguel Cardoso Pereira; José Paulo Sousa; José Vasques; Luis Acevedo Muñoz; Luís Alarico; Manuel Madeira; Manuela Branco; Nuno Borralho; Nuno Neto; Nuno Rico; Paula Guimarães; Raul Monteiro; Rosa Pinho; Sérgio Fabres; Sérgio Maggioli; Tânia Sofia Oliveira; Teresa Soares David

Capa: Fotografias de Daniela Ferreira e João Ezequiel

Composição: Dalila Oliveira

Impressão: LouresGráfica, Lda.

Tiragem: 200

Nº Depósito Legal:

ISBN:

Data: 2021

Todos os direitos reservados

Nenhuma parte desta publicação poderá ser reproduzida sem autorização do editor da obra

Morada: INIAV: Av. da República, Quinta do Marquês, 2780-157 Oeiras, Portugal

☎ (351) 21 4403500

E-mail: silva.lusitana@iniav.pt

Este Caderno Técnico teve o patrocínio de RAIZ, Instituto de Investigação da Floresta e Papel (<http://raiz-iifp.pt>):

ÍNDICE

Introdução

As Plantações de Eucalipto e os Recursos Naturais em Portugal: Avanços Recentes e Desafios	1
--	---

Capítulo I

As Plantações de Eucalipto e o Solo em Portugal	7
---	---

Capítulo II

As Plantações de Eucalipto e a Utilização dos Recursos Hídricos – Desafios em Hidrologia Florestal	31
--	----

Capítulo III

As Plantações de Eucalipto são uma Ameaça à Conservação da Biodiversidade em Portugal?	53
--	----

Capítulo IV

As Plantações de Eucalipto como Sumidouro de Carbono em Portugal	85
--	----

Capítulo V

O Eucalipto e o Fogo nos Últimos 40 Anos	109
--	-----

Capítulo VI

A Regeneração Natural do Eucalipto em Portugal – Desafios e Constrangimentos	133
--	-----

Capítulo VII

Pragas e Doenças Associadas aos Eucaliptos	159
--	-----

**As Plantações de Eucalipto e os
Recursos Naturais em Portugal:
Avanços Recentes e Desafios**

INTRODUÇÃO

As Plantações de Eucalipto e os Recursos Naturais em Portugal: Avanços Recentes e Desafios para o Futuro

Cristina Marques^{1*}, Nuno Borralho¹, Nuno Neto², Carlos Pascoal Neto¹, João Lé²

¹RAIZ – Instituto de Investigação da Floresta e Papel. Quinta de S. Francisco, 3800-783 AVEIRO

^{*}cristina.marques@thenavigatorcompany.com

²Navigator Forest Portugal. Zona Industrial da Mitrena, 2910-738 SETÚBAL

Os objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS), as metas dos acordos climáticos de Paris e as agendas de desenvolvimento nacional e Europeu colocam grandes expectativas nas florestas. Para além das suas funções "tradicionais" de produção de bens lenhosos e não lenhosos, proteção ambiental e reservatório de biodiversidade, espera-se que contribuam também para mitigar os efeitos das alterações climáticas. Acresce a necessidade de produzirem bens (renováveis) e serviços que permitam sustentar uma economia menos dependente de materiais de origem fóssil. Florestas plantadas como as de eucalipto, sob gestão ativa e responsável, permitem dar resposta integrada a parte destas necessidades, reduzindo a pressão sobre as florestas naturais existentes.

A introdução do eucalipto em Portugal ocorreu há quase 200 anos. Contudo, só a partir do final do século XIX e início do século XX começa a haver interesse

económico na produção de madeira de eucalipto, sobretudo como combustível, para o fabrico de postes e estacas, na construção civil e para travessas de caminho-de-ferro. Destaca-se desde essa altura o papel da inovação e experimentação para gerar conhecimento e valor. Com o propósito de ocupar uma área de terra pobre e subaproveitada, Luís Falcão de Sommer, plantou diferentes espécies de eucalipto, importadas de várias partes do mundo na herdade agrícola da Agolada, no Ribatejo. Com base no conhecimento da aptidão de amostras dessas madeiras, testadas na Suécia, tornou-se pioneiro na plantação de eucalipto com vista à produção de pasta e papel nos anos de 1920-1930. A espécie *Eucalyptus globulus* foi eleita para a produção de pasta e *E. rostrata* foi indicado para produção de carvão, em zonas mais húmidas.

Portugal foi ainda pioneiro a nível mundial ao usar *Eucalyptus globulus* para produzir papel, primeiro pelo método Sulfito (The Caima Timber Estate & Wood Pulp Company, Ltd., 1907) e mais tarde, em 1957, pelo método Kraft na Companhia Portuguesa de Celulose em Cacia. É com esta última utilização que o eucalipto ganha proeminência na floresta portuguesa, graças à sua capacidade produtiva em grande parte do território nacional, aliada às excelentes propriedades da madeira para a produção de pasta de celulose. A importância económica que adquiriu reflete-se no aumento da área de ocupação de eucalipto que corresponde hoje a cerca de 26% da área florestal nacional (ICNF, 2019).

Apesar destes contributos para o crescimento da floresta e da economia portuguesas, e do seu papel como sumidouro líquido de carbono, o eucalipto continua a ser motivo de discussões sobre o seu papel e impactos.

Com este caderno técnico da revista *Silva Lusitana* pretendemos destacar o conhecimento científico desenvolvido na última década sobre a dinâmica das plantações de eucalipto no contexto dos recursos naturais nacionais. Partindo de trabalhos de referência de anos anteriores, alguns desenvolvidos pelo RAIZ - Instituto de Investigação da Floresta e Papel, identificamos também alguns

desafios que temos pela frente. Foram considerados os recursos solo, água, biodiversidade e clima (papel da floresta de eucalipto como sumidouro de carbono). Abordamos também alguns potenciais riscos neste ecossistema florestal, como o fogo, a regeneração natural e a ocorrência de pragas e doenças. Pretende-se contribuir para a divulgação do conhecimento disponível pelos vários intervenientes da cadeia de valor, salientando o papel preponderante da adopção das melhores práticas de gestão das plantações de eucalipto, do ponto de vista de produção, preservação dos recursos naturais e funções ecológicas e sociais.

Cerca de 200 anos depois da introdução do eucalipto em Portugal, a gestão e silvicultura desta espécie tem evoluído com base no conhecimento consolidado, na formação dos intervenientes e na caracterização e compreensão dos desafios locais. A diversidade e a especificidade das condições ecológicas do nosso país requerem uma gestão cuidadosa da preparação e mobilização do solo, adubação, controlo da vegetação espontânea, exploração, recursos hídricos, biodiversidade, armazenamento de carbono, planeamento da paisagem e/ou fitossanidade. Urge coordenar interesses, esforços e recursos para conciliar a produção florestal com a manutenção ou melhoria da qualidade do local, assegurando as restantes funções ecológicas.

Apesar do caminho percorrido, existem ainda lacunas de conhecimento associadas ao cultivo e valorização desta espécie. Nos vários capítulos incluídos neste caderno, destacamos alguns dos desafios para o futuro:

- conhecer melhor a dinâmica de fertilidade e atividade biológica dos solos, designadamente da matéria orgânica, do balanço geoquímico de nutrientes e sua reserva mineral de longo prazo, e de que forma poderemos assegurar a proteção solo das plantações (Capítulo 1);
- compreender de forma integrada a interação da floresta com os recursos hídricos recorrendo à monitorização e modelação hidrológica das bacias à

escala regional, avaliando o impacto da gestão florestal sob diferentes cenários climáticos (Capítulo 2);

- quantificar a relação entre a biodiversidade, o funcionamento dos ecossistemas e as práticas de gestão florestal, de modo a conciliar objetivos de conservação, proteção e produção, à escala regional (Capítulo 3);
- aperfeiçoar as metodologias de avaliação e acompanhar a dinâmica de sequestro de carbono nos ecossistemas florestais, designadamente no que respeita ao efeito das operações florestais com maior impacto no solo e os processos de decomposição da folhada de eucalipto (Capítulo 4);
- desenvolver modelos de gestão e planeamento florestal melhor adaptados às condições específicas de cada local, criando mosaicos paisagísticos diversos, compatibilizando valores económicos, sociais e ambientais, designadamente nas componentes de resiliência ao fogo e regeneração natural do eucalipto (Capítulos 5 e 6);
- promover a coordenação de esforços a nível nacional e internacional, para minimizar a dispersão de pragas e doenças em novos territórios e implementar estratégias de detecção, mitigação de impactes e controlo adequadas (Capítulo 7).

O saber disponível, revisto neste Caderno Técnico, aponta para o papel determinante de uma gestão florestal responsável assente em práticas sustentáveis, adequadas a cada situação de solo e clima e integradas à escala da paisagem. Só nesta perspectiva será possível conciliar as dimensões de produção, proteção e conservação do território e dos valores da sociedade, envolvendo as várias partes interessadas. A maioria das áreas florestais no nosso país, incluindo a de eucalipto, resultam de plantações, mas grande parte não está sob gestão silvícola profissional, fruto do abandono crescente do território rural (Figura 1). Existem no entanto sinais de melhoria, incluindo novos modelos de gestão partilhada, que resultam na criação de valor

económico e ambiental após a recuperação de áreas que por abandono e má gestão se encontram degradadas e vulneráveis. A valorização do território interior, que a cultura do eucalipto permite, é uma fonte complementar de riqueza que ajuda a fixar pessoas, favorecendo a coesão territorial e a resiliência da paisagem.

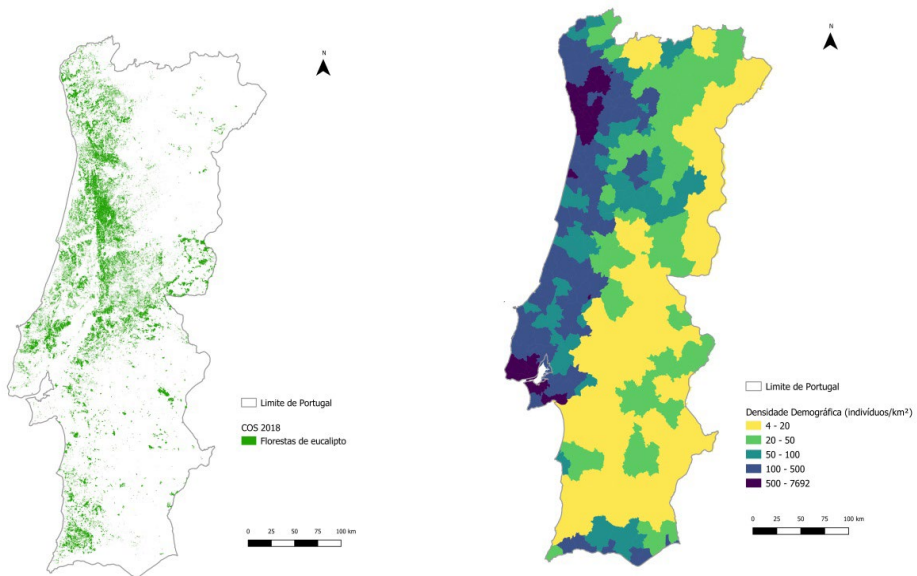


Figura 1 - À esquerda, a distribuição da floresta de eucalipto em Portugal (Dados COS 2018). À direita a densidade populacional (Dados INE Estimativas Anuais da População Residente, DGT/MAAC - Série Cartográfica Nacional à escala 1:50 000 e Carta Administrativa Oficial de Portugal – CAOP 2009, Fonte: PORDATA). Imagens de Raúl Rigoto Monteiro

A manutenção da função produtiva da floresta a par do aumento da sua resiliência, são condições necessárias para a sustentabilidade deste recurso, para o sector e toda a sociedade. Isso exige conhecimento multidisciplinar, que

suporte planeamento de longo prazo, práticas silvícolas adequadas e boa utilização dos recursos naturais. Num contexto atual de alterações climáticas com incremento dos riscos (bióticos, abióticos e financeiros), e maior pressão sobre os recursos naturais e ecossistemas, conciliar diferentes interesses e opções para o uso do solo são desafios acrescidos para todas as partes interessadas. O aumento da resiliência da floresta e uma utilização racional dos recursos naturais têm sido defendidos pela União Europeia, pela sua relevância para o desenvolvimento de uma nova Bioeconomia e a criação de uma sociedade mais biodiversa, baseada em processos circulares, que permitam conciliar o progresso social sem esgotar o planeta. Sem dúvida que as florestas plantadas terão um papel fundamental neste contexto, quando planeadas e geridas de uma forma ativa e informada, conciliando interesses públicos e privados à escala da paisagem, incluindo a plantação de outras espécies, incluindo autóctones, como complemento nos projetos florestais. Esperamos que este Caderno Técnico seja um contributo para se atingir estes objetivos.

Uma palavra especial de agradecimento a todos os autores e revisores deste caderno técnico, que integrou perspectivas de investigadores, técnicos e especialistas de diversas instituições, desde o RAIZ, às Direções de Gestão Florestal e Sustentabilidade da The Navigator Company e várias universidades portuguesas. Bem hajam pela generosa contribuição e dedicação na busca e partilha de conhecimento.

As Plantações de Eucalipto e o Solo em Portugal

CAPÍTULO I

As Plantações de Eucalipto e o Solo em Portugal

Sérgio Fabres^{1*}, Ana Quintela¹, Daniela Ferreira¹, Cláudio Teixeira¹, António Aires², João Coutinho³, Manuel Madeira⁴

¹RAIZ – Instituto de Investigação da Floresta e Papel, Quinta de S. Francisco, 3800-783 AVEIRO

[*sergio.fabres@thenavigatorcompany.com](mailto:sergio.fabres@thenavigatorcompany.com)

²Navigator Forest Portugal, Zona Industrial da Mitrena, 2910-738 SETÚBAL

³UTAD – Centro de Química, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Quinta de Prados, 5000-801 VILA REAL

⁴CEF – Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1349-017 LISBOA

Resumo. O solo é um recurso natural essencial para a produção vegetal. Tem também um papel importante em funções ecológicas e serviços dos ecossistemas, nomeadamente na regulação hídrica (infiltração, escoamento superficial, distribuição e qualidade da água da chuva), no armazenamento de carbono e na biodiversidade. As áreas florestais representam cerca de 35% do território de Portugal continental e ocupam diferentes tipos de solo na paisagem, constituindo frequentemente mosaicos com explorações agrícolas, pastagens e galerias ribeirinhas entre outros tipos de ocupação e uso do solo. A produtividade florestal, essencial para a sustentabilidade económica destes sistemas, depende da qualidade do local que resulta da interação do clima com o solo e com outros elementos da paisagem, e das práticas de gestão aplicadas. Em Portugal, os solos apresentam elevada variabilidade morfológica, física e química impondo desafios técnicos relevantes para a sua utilização. Particularmente para as plantações de eucalipto, a classificação do solo e a sua cartografia são requisitos importantes para atividades de planeamento e implementação de boas práticas silvícolas. A diversidade e especificidade das condições ecológicas das regiões mediterrâneas requerem atenção especial nas

práticas de preparação do terreno, mobilização do solo, adubação, controlo da vegetação espontânea e exploração florestal no sentido de conciliar a produção florestal com a manutenção ou melhoria da qualidade do solo e restantes funções ecológicas dos ecossistemas. Neste âmbito, existem ainda lacunas de conhecimento científico que poderão contribuir para os modelos de gestão florestal em Portugal, em particular no domínio da biologia do solo e da dinâmica da matéria orgânica, do balanço geoquímico de nutrientes e sua reserva mineral de longo prazo.

Palavras-chave: Solos, *Eucalyptus globulus*, plantações de eucalipto, silvicultura

Eucalypt plantations and soil resources

Abstract. Soils are a non-renewable natural resource, essential for plant growth and production including food, fibers, among other forest products and bioenergy. It also plays an important role in ecological functions and ecosystem services, such as water regulation (infiltration, runoff, distribution and quality of rainwater), carbon storage and biodiversity support. The forest areas represent about 35% of the territory of mainland Portugal and are developed on different types of soil, often constituting mosaics with agricultural holdings, pastures and riparian zones, among other types of occupation and land use. In Portugal, the soils present high morphological and fertility variability, which set restrictions on their use and can be challenging for forest managers. Particularly for eucalypt plantations, the classification of the soil and its cartography are requirements for planning activities. Forest productivity, essential for the economic sustainability of these systems, depends on the quality of the site resulting from the interaction of the climate with the soil and with other elements of the landscape and silviculture practices. The diversity and specificity of the ecological conditions of the Mediterranean regions require special attention in the practices of tillage, stands maintenance management and harvesting procedures in order to boost forest production with the remaining ecological functions of the ecosystems. In this sense, there are still some knowledge gaps that may improve forest management models in Portugal, particularly in the field of soil biology and soil organic matter dynamics, the geochemical balance of nutrients and soil long-term mineral reserve.

Key words: Soils, *Eucalyptus globulus*, eucalypt plantations, silviculture

Plantations d'eucalyptus et les sols

Résumé. Le sol est un compartiment fondamental des écosystèmes terrestres, non seulement pour le support qu'il apporte aux plantes pour la croissance et la production des plantes, mais aussi pour les différentes caractéristiques écologiques qui leur sont associées, à savoir dans la régulation de l'eau (infiltration, ruissellement, distribution et qualité des eaux pluviales), le stockage du carbone et la biodiversité des sols. Les zones forestières représentent environ 35% du territoire du Portugal continental et occupent différents types de sols dans le paysage, constituant souvent des mosaïques avec des exploitations agricoles, des pâturages et des galeries riveraines, entre autres types d'occupation et d'utilisation des terres. Au Portugal, les sols présentent une forte variabilité morphologique et de fertilité, conditionnant leur utilisation pour la plantation et posant des défis aux gestionnaires forestiers. Particulièrement pour les plantations d'eucalyptus, la classification du sol et sa cartographie sont des exigences pour les activités de planification. La productivité forestière, essentielle à la durabilité économique de ces systèmes, dépend de la qualité du site résultant de l'interaction du climat avec le sol et avec d'autres éléments du paysage, à savoir le relief et les pratiques de gestion appliquées. La diversité et la spécificité des conditions écologiques des régions méditerranéennes nécessitent une attention particulière dans les pratiques de préparation des sols, de mobilisation des sols, d'entretien sylvicole et d'exploration forestière afin de concilier la production forestière avec les autres fonctions écologiques de l'écosystème. Dans ce contexte, il existe encore des lacunes dans les connaissances scientifiques qui peuvent contribuer aux modèles de gestion forestière au Portugal, en particulier dans le domaine de la biologie des sols et de la dynamique de la matière organique, de l'équilibre géochimique des nutriments et de leur réserve minérale à long terme.

Mots-clés: Sols, *Eucalyptus globulus*, plantations d'eucalyptus, sylviculture

Solo – o suporte dos ecossistemas florestais

O solo é um compartimento fundamental dos ecossistemas terrestres e o principal suporte utilizado pelas plantas para o seu crescimento, desenvolvimento e disseminação, proporcionando-lhes água, arejamento radicular e nutrientes. Sustenta, ainda, várias funcionalidades ecológicas, como a regulação da distribuição, escoamento, infiltração e qualidade da água da chuva. Do ponto de vista biogeoquímico, o solo é considerado um sistema aberto, ocorrendo fluxos de matéria e de energia com a atmosfera, trocas estas que variam temporal e espacialmente (SPOSITO, 2008). São estes fluxos de matéria e de energia que permitem a formação de diferentes tipos de solo em função dos fatores e processos de formação predominantes em cada situação ecológica (GONÇALVES e STAPE, 2002). Por conseguinte, para avaliar a aptidão do solo para a produção florestal, deverão ser consideradas diferentes características, nomeadamente a profundidade (ou a espessura efetiva), a constituição física (textura, compactidade e pedregosidade) e a composição química dos seus diferentes horizontes, no contexto ecológico em que se insere (GONÇALVES e STAPE, 2002).

Os solos das regiões de clima quente e húmido (como é o caso de muitas regiões tropicais) são em geral evoluídos e profundos, embora frequentemente com limitações de fertilidade (GONÇALVES e STAPE, 2002; SANTOS *et al.*, 2018); nas regiões de clima temperado (como, por exemplo, a mediterrânica), os solos tendem a ser menos desenvolvidos, com características que dependem da fisiografia e da natureza do material originário. Em Portugal continental, estão entre os solos mais comuns os *Leptosols*, *Regosols*, *Cambisols*, *Arenosols* e *Podzols* (IUSS Working Group WRB, 2015), desenvolvidos maioritariamente sobre formações xistosas, graníticas e sedimentares detríticas (FERREIRA, 2000) (Figura 1). Estes solos apresentam elevada variabilidade, sobretudo nas suas características morfológicas, destacando-se a profundidade e cor dos horizontes,

textura, estrutura, compactidade e pedregosidade. A sua fertilidade natural ou alterada por utilizações anteriores pode também ser muito variável. Assim, são frequentes as limitações que condicionam a utilização do solo para a plantação de espécies florestais e que levantam grandes desafios aos gestores florestais.



Figura 1 – Tipos de solos mais comuns que ocorrem em Portugal: a) *Leptosol*, b) *Regosol*, c) *Cambisol*, d) *Arenosol*, e) *Podzol* e f) *Umbrisol* (fonte: RAIZ). Nomes dos solos segundo sistema internacional de classificação de solos (IUSS Working Group WRB, 2015).

As limitações da cartografia de solos em Portugal

A classificação do solo e a sua cartografia são requisitos fundamentais para atividades de planeamento rural, ordenamento do território, produção de cartografias temáticas, e gestão e conservação dos recursos naturais, entre outras aplicações. Embora existam várias fontes de informação cartográfica no país, os diferentes sistemas de classificação e as diferentes metodologias e escalas das cartas de solos, publicadas por diferentes entidades públicas ou privadas, não permitem uma visão unificada nem permitem a comparação e integração cartográfica à escala europeia e global (Figura 2).

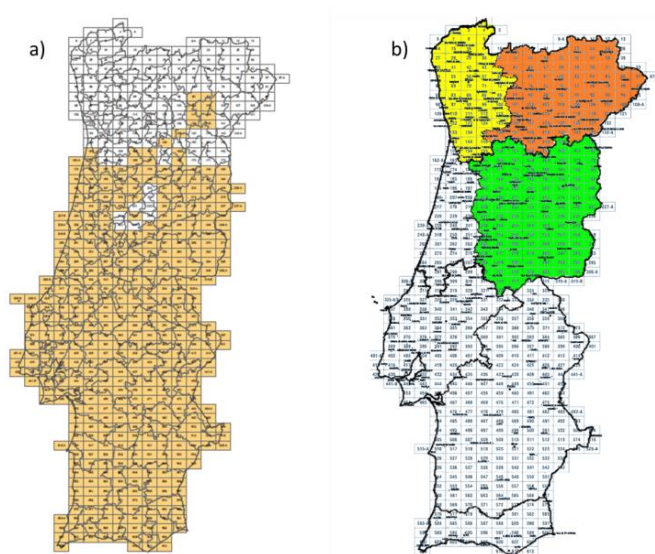


Figura 2 - Informação cartográfica existente para Portugal continental e respetivas escalas de cobertura: a) - Carta de Solos 1:25 000; b) Carta de solos 1:100 000, a amarelo - Entre-Douro e Minho, a laranja - Nordeste de Portugal e a verde - Zona Interior Centro (DGADR, Série SROA/CNROA/IEADR).

Portugal não dispõe, assim, de uma cobertura uniforme de informação cartográfica de solos a uma escala que se possa considerar adequada às

necessidades de planeamento ambiental e de ocupação e uso do solo. Neste sentido, a iniciativa já em curso pela DGADR de atualização e uniformização da informação cartográfica existente e a posterior elaboração de uma Carta Geral dos Solos de Portugal unificada, à escala de 1:500 000, é uma atividade decisiva para colmatar essa lacuna de informação.

A uma escala de planeamento mais fina e dependendo do objetivo do uso de solo, é usual a produção de cartas de solo mais específicas e detalhadas, tendo como base uma carta regional ou nacional de solo. Por exemplo, com o objetivo de apoiar a gestão florestal e a indicação customizada de práticas silvícolas à escala da propriedade, o RAIZ desenvolveu uma metodologia de classificação de solos e climática (*zonagem edafoclimática*) que permite estratificar uma propriedade rural em unidades menores designadas zonas homogêneas para avaliação da sua aptidão florestal. Estas zonas homogêneas, por sua vez, quando cruzadas com manuais de boas práticas silvícolas, permitem identificar as opções técnicas mais adequadas para cada caso. Essa metodologia tem vindo a ser aplicada e melhorada ao longo dos anos pelo RAIZ e *The Navigator Company* na gestão dos povoamentos de eucalipto.

A floresta de eucalipto e as propriedades físicas do solo

As florestas têm influência decisiva na contenção de possíveis processos erosivos e na regulação do regime hidrológico (MADEIRA *et al.*, 2007). As florestas representam menor risco de erosão e degradação física do solo face a outras tipologias de cobertura vegetal e uso do solo (CERDAN *et al.*, 2010; PANAGOS *et al.*, 2015). Os efeitos das florestas plantadas sobre a escorrência superficial da água dependem mais das condições de clima, dos índices pluviométricos (quantidade, distribuição e intensidade), da topografia do terreno e da existência de coberto vegetal do que da espécie florestal considerada (DAVIDSON, 1996; GRIGAL, 2000; NADAL-ROMERO *et al.*, 2015).

Embora as florestas naturais ou com ciclos de exploração mais longos protejam mais o solo contra processos de degradação, as florestas plantadas de ciclos mais curtos, se bem geridas, podem exercer um papel semelhante, desde que as práticas de gestão sejam compatíveis com cada condição de solo e de clima. Adicionalmente, a possibilidade de conduzir povoamentos de eucalipto em várias rotações em regime de talhadia, sem necessidade de grandes intervenções ao nível do solo, contribui para o reequilíbrio de processos ecológicos relevantes, uma vez que (i) reduz a exposição direta do solo a gotas de chuva, que provocam a sua desagregação (primeira etapa do processo de erosão) e aos raios solares que podem elevar a temperatura do solo com consequente aumento da evaporação, principalmente nos períodos mais quentes do ano, (ii) diminui também os riscos de erosão pela proteção física que é conferida ao solo pela biomassa florestal residual que permanece no terreno (*mulching*) e sistema radicular desenvolvido em ciclo anterior, (iii) contribui para o aumento dos níveis de matéria orgânica do solo e (iv) melhora a eficiência de controlo da vegetação espontânea, ao mesmo tempo que contribui para uma maior diversidade de espécies no sub-bosque. Considerações sobre diferentes espécies conduzidas em talhadia na Europa, nomeadamente para povoamentos de *E. globulus* em Portugal, são apresentadas por UNRAU *et al.* (2018). Também FERRAZ-FILHO *et al.* (2014) apresentaram uma revisão sobre esta prática em plantações de eucalipto no Brasil.

O solo estará mais sujeito a alterações nas fases de instalação do povoamento e exploração florestal em virtude da influência direta das diferentes intervenções operacionais no terreno, principalmente aquelas relacionadas com a movimentação de máquinas (MADEIRA e ARAÚJO, 2015; VENANZI *et al.*, 2019). As propriedades físicas do solo poderão ser as mais afetadas, nomeadamente a massa volúmica, a porosidade, a estrutura e a compactação. Nessas fases, há um maior risco de escoamento superficial da água da chuva e menor taxa de evapotranspiração (GRIGAL, 2000; MADEIRA e ARAÚJO, 2015). No entanto, a

magnitude desses impactes dependerá da topografia do terreno, das características morfológicas e físicas do solo e das práticas silvícolas ou de exploração florestal adotadas. É, por isso, fundamental um bom planeamento da calendarização e ajuste dessas práticas, tentando que sejam desfasadas da época mais pluviosa (MADEIRA e ARAÚJO, 2015). Alguns estudos referem a eficácia da adoção de práticas silvícolas mitigadoras desses efeitos, nomeadamente a manutenção no solo de sobrantes florestais provenientes do corte e o uso de práticas de cultivo mínimo na reflorestação (FERNÁNDEZ *et al.*, 2004).

Aspetos da fertilidade do solo e requisitos nutricionais do eucalipto

Num ecossistema florestal, a dinâmica de fornecimento de nutrientes para as plantas envolve processos de transferência interna e externa ao ecossistema, constituindo fatores primordiais para a produção vegetal. Os processos de transferência interna são representados pelos fluxos entre os vários componentes da biomassa (folhas, ramos, madeira, casca e raízes), a camada orgânica (resíduos orgânicos acumulados na superfície do solo), a matéria orgânica, a fração mineral e a solução do solo. Os processos de transferência externa são representados pela entrada de elementos químicos via precipitação atmosférica (deposição seca ou húmida), aplicação de adubos e alteração de minerais primários do solo, e pelas saídas via exploração florestal (remoção da biomassa), volatilização, perdas eólicas de elementos minerais (principalmente como consequência de queimadas e fogos) e perdas por erosão e lixiviação (RANGER e TURPAULT, 1999; AKSELSSON *et al.*, 2007; ALI *et al.*, 2017). A este propósito, DAMBRINE *et al.* (2000) quantificaram o contributo da precipitação e da alteração da reserva mineral numa bacia experimental florestada com *E. globulus* na Galiza revelando valores de entrada no ecossistema em potássio, cálcio e magnésio entre os 3 e 9kg/ha/ano para cada um dos processos.

O balanço entre entradas e saídas de nutrientes no ecossistema florestal providencia uma aproximação útil à evolução da fertilidade do solo ao longo dos ciclos de crescimento dos povoamentos e permite estimar o risco de depleção de nutrientes em cada caso (ALI *et al.*, 2017). O resultado do balanço será, por isso, indissociável do requisito nutricional da cultura, da adoção ou não de práticas mitigadoras e do regime de exploração florestal, nomeadamente do ciclo de corte e da intensidade de extração de biomassa (RANGER e TURPAULT, 1999; MADEIRA *et al.*, 2012).

As exigências nutricionais variam com a fase do ciclo de crescimento do eucalipto e, em consequência, diferentes concentrações no solo são requeridas para a manutenção da taxa ótima de crescimento em cada fase (Figura 3). Ao longo de um ciclo de crescimento do eucalipto, o volume de solo explorado pelas raízes aumenta e os mecanismos de reciclagem biogeoquímica tornam-se cada vez mais eficazes (PEREIRA *et al.*, 2007), isto é, os nutrientes móveis (azoto, fósforo, potássio e magnésio) são redistribuídos no interior da planta – reciclagem bioquímica – e começa a ocorrer a queda e a deposição da folhada, com consequente mineralização e reabsorção de nutrientes – reciclagem biogeoquímica (ALI *et al.*, 2017). Assim, em povoamentos adultos, diminui a dependência da fertilidade do solo uma vez que parte dos requisitos nutricionais da planta é suportada pelos mecanismos de ciclagem interna (GONÇALVES e BENEDETTI, 2000). Os estudos de FIFE *et al.* (2008) e SAUR *et al.* (2000) revelaram taxas de retranslocação interna de nutrientes das folhas para as partes de crescimento ativo em *E. globulus* de 30 a 50% de azoto, 54% de fósforo e de 18 a 31% de potássio, sugerindo, ainda, a influência de fatores como a idade e as características dos povoamentos nessas taxas.

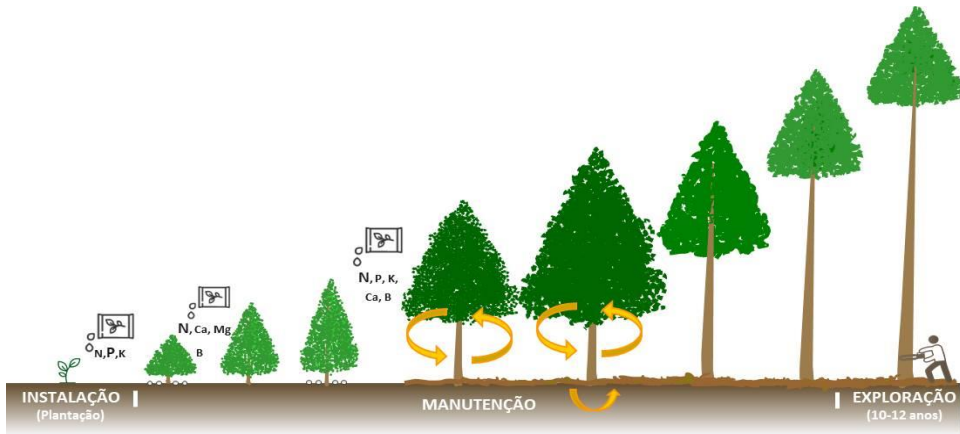


Figura 3 - Ciclo de crescimento de um eucaliptal em Portugal (em 1ª rotação) e respetivos momentos de fertilização. As setas ilustram o ciclo biogeoquímico. N - Azoto, P - Fósforo, K - Potássio, Ca - Cálcio, B - Boro.

As folhas estão entre os componentes com maior conteúdo em nutrientes e têm, por isso, um importante papel no influxo de nutrientes no solo, contribuindo periodicamente para a melhoria da sua fertilidade ao longo do ciclo de desenvolvimento da floresta (DAVIDSON, 1996; O'CONNELL *et al.*, 2003; SHAMMAS *et al.*, 2003; ALI *et al.*, 2017). A decomposição da folhada de eucalipto ocorre num curto espaço de tempo, havendo um contributo a mais longo prazo das restantes frações de sobrantes do corte (JONES *et al.*, 1999; CORBEELS *et al.*, 2005; MADEIRA *et al.*, 2007). A totalidade ou parte dos sobrantes do corte, dependendo do modelo de exploração florestal adotado em cada caso, e também o sistema radicular de cada árvore que permanece no terreno após a exploração, contribuem para a acumulação de carbono orgânico no solo ao longo das rotações. A este propósito, em plantações de *E. globulus* com 13 a 24 anos no Noroeste de Espanha, foi estimada uma reposição via folhada (*litter*) de até 79% de azoto, 42% de fósforo, 12% de potássio, 27% de cálcio e 29% de magnésio do conteúdo total da biomassa aérea extraída (MERINO *et al.*, 2005).

Também MADEIRA *et al.* (2012) reportam o aumento de matéria orgânica e de nutrientes promovidas pela queda de folhada ao longo do ciclo de desenvolvimento de um povoamento de *E. globulus* na região Centro de Portugal. O estudo avaliou o efeito da prática de gradagem para controlo da vegetação espontânea e da adubação de manutenção e revelou um contributo entre 18 a 20 t de folhada/ha num povoamento com 14 anos de idade, contendo 126 a 147kg de azoto/ha, 5 a 6kg de fósforo/ha, 14 a 16kg de potássio/ha, 237 a 270kg de cálcio/ha e 23 a 25kg de magnésio/ha.

Os requisitos nutricionais médios da biomassa aérea de um povoamento de *E. globulus* em idade de corte (12 anos) são apresentados na Figura 4, em função da sua distribuição nos diferentes componentes, repartidos por 75% de madeira, 10% de ramos, 9% de casca e 6% de folhas (FABRES *et al.*, 2010). Estes são valores comparáveis aos obtidos por SCHUMACHER e CALDEIRA (2001) e MERINO *et al.* (2005) em povoamentos de *E. globulus* no Brasil e em Espanha, respetivamente, havendo ligeiras diferenças impostas pelas características do povoamento e condições edafoclimáticas locais.

As necessidades das espécies florestais em nutrientes são significativamente menores do que as das culturas agrícolas, dada a sua elevada eficiência no uso dos recursos (PEREIRA *et al.*, 2007). Ainda assim, a prática de adubação mineral em plantações florestais tem frequentemente grande relevância porque, em regra, as florestas plantadas ocupam solos com fertilidade natural mais baixa, de modo a não competirem com os terrenos de aptidão eminentemente agrícola. As práticas de adubação, assim, para além de permitirem corrigir o défice nutricional existente em cada caso, função das condições de solo e clima de cada local, melhoram também o balanço geoquímico de nutrientes nos ecossistemas de produção florestal. MERINO *et al.* (2005) analisando a exportação de nutrientes de povoamentos de *E. globulus* no Noroeste de Espanha evidenciaram a importância da adubação principalmente quando se adotam estratégias de exploração mais intensivas. Não obstante, sabe-se que os momentos de

fertilização conduzem a menores respostas de produtividade se forem feitas após os 5 anos de idade dos povoamentos de eucalipto e que o seu sucesso está à partida condicionado pela disponibilidade hídrica, fator limitante nas condições mediterrânicas (MADEIRA *et al.*, 2012).

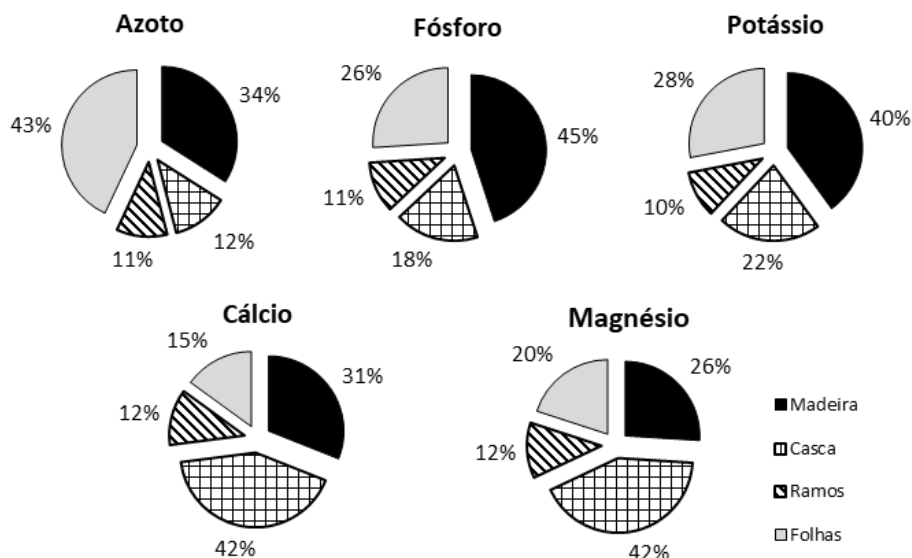


Figura 4 - Proporção média de macronutrientes em diferentes componentes da biomassa em plantações adultas de *Eucalyptus globulus* em Portugal, considerando uma produtividade de 10 m³/ha/ano. A quantidade de nutrientes armazenada na biomassa aérea é em média de 290kg de azoto/ha; 25kg de fósforo/ha; 140kg de potássio/ha; 280kg de cálcio/ha; e 45kg de magnésio/ha.

As respostas positivas de plantações de *E. globulus* à aplicação de azoto, fósforo (Figura 5) e boro têm sido reportadas por vários estudos quer em Portugal quer em Espanha (PEREIRA *et al.*, 1994; RUÍZ *et al.*, 1997, 2008; RAFAEL *et al.*, 2000; COUTINHO *et al.*, 2001; VIERA *et al.*, 2016).

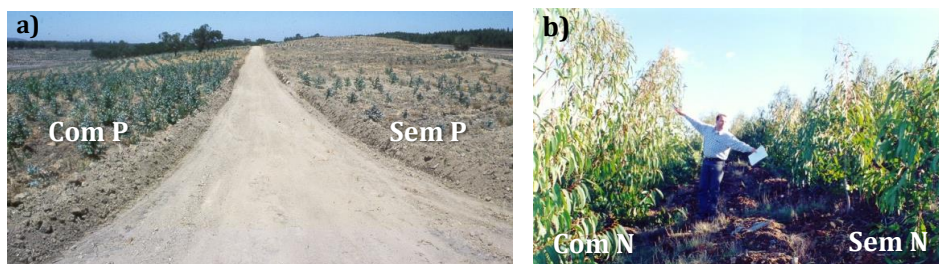


Figura 5 - Efeito da adubação fosfatada à instalação (a) e da adubação de manutenção azotada (b) em povoamentos de *Eucalyptus globulus* em Portugal (fonte: RAIZ).

Em solos de regiões tropicais, frequentemente profundos e desenvolvidos em termos geoquímicos, como alguns *Ferralsols* do Estado de São Paulo, Brasil, as plantas de eucalipto podem explorar um grande volume de solo pela expansão radicular lateral e em profundidade, compensando assim a baixa concentração de nutrientes no solo e favorecendo a absorção de água de camadas profundas, sobretudo em períodos com déficit hídrico prolongado (GERMON *et al.*, 2020). Em oposição, grande parte das plantações de eucalipto em Portugal ocorrem em condições de solos pouco desenvolvidos – pouco profundos ou com pequena espessura efetiva, elevada pedregosidade e baixa fertilidade natural –, com exceção dos *Arenosols* dos vales dos rios Tejo e Sado, que são profundos e sem pedregosidade. O desenvolvimento do sistema radicular do eucalipto fica, deste modo, com frequência restrito a uma profundidade de solo até 75 cm, o que justifica a relevância da prática de fertilização e a adoção de práticas silvícolas que favoreçam a conservação da água no solo e, eventualmente, a necessidade de irrigação (MADEIRA *et al.*, 2002; PEREIRA *et al.*, 2007).

A floresta de eucalipto e o armazenamento de carbono no solo

As florestas e os produtos delas derivados constituem uma peça fundamental na mitigação do aquecimento global, já que funcionam como reservatórios e, em alguns casos, também como sumidouro de carbono (ARROJA *et al.*, 2006). A quantidade e a taxa de acumulação de carbono orgânico associadas à florestação dependem de vários fatores como sejam o clima, o relevo, as características do solo, a espécie instalada e o modelo silvícola (de RIGO *et al.*, 2016; MAYER *et al.*, 2020). Em Portugal, algumas estimativas apontam para que cerca de 50% do carbono orgânico total armazenado nas áreas florestais esteja retido no solo (DIAS *et al.*, 2004), embora este valor possa ser muito variável com a espécie em causa. Todavia, outros estudos sugerem uma proporção mais elevada em povoamentos de *E. globulus*, dado que a quantidade acumulada no solo, até um metro de profundidade, pode ultrapassar 20kg C/m² (FABIÃO *et al.*, 1987). Aliás, MADEIRA *et al.* (2002) estimaram, em povoamentos de *E. globulus* com seis anos de idade, cultivados em *Arenosols* da Zona Litoral Centro, um armazenamento de carbono no solo e na camada orgânica de 4,2 a 6,3kg C/m², consoante a disponibilidade hídrica e de nutrientes. Dada a multiplicidade de fatores que envolve esta temática e a variabilidade espacial que lhe está associada, o conhecimento efetivo da quantidade de carbono armazenado em solos sob povoamentos de eucalipto em Portugal é todavia ainda muito limitado.

O papel decisivo das práticas silvícolas

Os solos estão sujeitos, pela sua utilização, a diferentes ameaças, das quais se destacam a perda de solo (erosão), a perda de matéria orgânica, a acidificação, a perda de nutrientes e a compactação. Por isso, os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), adotados pela ONU em 2015, perspetivam o estabelecimento

de sistemas sustentáveis de produção vegetal, o reforço da capacidade de adaptação às alterações climáticas e eventos extremos, a promoção da biodiversidade e o progressivo aumento da qualidade do solo. Para isso, são necessárias estratégias, por exemplo, que procurem implementar práticas eficientes de uso dos recursos solo e água e sua interação, estimulem o uso da biomassa para produção de energia, biocombustíveis e outros bioprodutos no contexto económico, ambiental e social em que cada país se insere (PPS, 2019).

Ocorrendo fatores não controláveis em cada local, como por exemplo o clima, a geomorfologia da paisagem, a topografia do terreno e a litologia, é fundamental que as práticas silvícolas a implementar procurem otimizar a produção florestal de forma compatível com as diferentes condições ecológicas do povoamento e que contribuam, também, para manter ou melhorar a qualidade do solo (GONÇALVES e STAPE, 2002; NAMBIAR, 2008; CERASOLI *et al.*, 2016; FABRES *et al.*, 2017).

O efeito das práticas silvícolas no solo, crescimento e produtividade do eucalipto tem sido abordado por inúmeros estudos realizados nomeadamente no Brasil (GONÇALVES *et al.*, 2004, 2008; 2017; NAMBIAR, 2008), Austrália (SHAMMAS *et al.*, 2003), África do Sul (du TOIT, 2008), Espanha (VIERA *et al.*, 2016) e Portugal (PEREIRA *et al.*, 1994; MADEIRA *et al.*, 2012). MADEIRA e ARAÚJO (2015) apresentaram uma revisão sobre a relação entre a silvicultura em Portugal e riscos de degradação do solo assim como medidas preventivas. Acresce ainda que as boas práticas de preparação do solo, técnicas de instalação de povoamentos florestais, planos específicos de intervenção e de gestão florestal têm enquadramento legal segundo a Portaria n.º 15-A/2018. Em sùmula e adicionalmente ao que já foi oportunamente referido e detalhado em cada secção do presente trabalho, assumem particular importância as práticas utilizadas desde a instalação até à idade de corte do povoamento, bem como o método de exploração florestal, a escolha da planta e a sua taxa de crescimento e acumulação de nutrientes na biomassa, o período de duração da rotação, as

reservas de nutrientes do solo e a gestão dos sobrantes do corte (GONÇALVES e BENEDETTI, 2000; FERNÁNDEZ *et al.*, 2004; NAMBIAR, 2008).

Desafios de investigação no domínio do solo

Tem-se assistido desde os primeiros estudos de Dokuchev em 1877 e Liebig em 1840 até à atualidade a um enorme avanço do conhecimento no domínio da ciência do solo e da nutrição de plantas, respetivamente, com impacto nas atividades agrícola, florestal, ambiental e áreas afins. *"A gestão dos solos é sustentável quando se mantêm ou melhoram os serviços de suporte, de aprovisionamento, de regulação e culturais que os solos proporcionam, sem comprometer significativamente as funções do solo que tornam possíveis esses mesmos serviços ou a biodiversidade..."* (PPS, 2019; FAO, 2019). A indústria de base florestal tem procurado seguir essas orientações, tentando conciliar a produção de madeira com as restantes funções ecológicas dos ecossistemas florestais.

Não obstante os avanços que têm vindo a ser feitos no domínio da silvicultura, pedologia, química, mineralogia, física e biologia do solo, seria relevante para a melhoria dos modelos de gestão florestal: i) o desenvolvimento de indicadores biológicos da qualidade do solo, em complemento aos indicadores físicos e químicos que já se conhecem; ii) estudos da dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas florestais em condições de clima mediterrânico; iii) a construção de balanços geoquímicos de fósforo, potássio, cálcio e magnésio e quantificação da reserva mineral de longo prazo do solo; iv) o desenvolvimento de novas tecnologias de apoio à tomada de decisão e de equipamentos para suporte à adoção de práticas silvícolas mais conservativas do solo e da água em ecossistemas de produção florestal; e finalmente v) a disponibilização de uma carta de solos consolidada para Portugal, utilizando nomenclatura de um sistema internacional de classificação de solos (IUSS

Working Group WRB, 2015), como sugerido pela Parceria Portuguesa para o Solo.

Bibliografia consultada

- AKSELSSON, C., WESTLING, O., SVERDRUP, H., GUNDERSEN, P., 2007. Nutrient and carbon budgets in forest soils as decision support in sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* **238**(1-3): 167-174. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.10.015>.
- ALI, A., NAEEM, M., DAR, T.A., IDREES, M., KHAN, M.M.A., UDDIN M., DANTU, P.K., SINGH T. B., 2017. *Nutrient Uptake, Removal, and Cycling in Eucalyptus Species*. In: NAEEM M., ANSARI A., GILL S. (eds) *Essential Plant Nutrients*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58841-4_2.
- ARROJA, L., DIAS, A.C., CAPELA, I., 2006. The role of *Eucalyptus globulus* forest and products in carbon sequestration. *Climatic Change* **74**: 123-140. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-3461-1>.
- CERASOLI, S., CALDEIRA, M.C., PEREIRA, J.S., CAUDULLO, G., de RIGO, D., 2016. *Eucalyptus globulus and other eucalypts in Europe: distribution, habitat, usage and threats*. In: SAN-MIGUEL-AYANZ J., DE RIGO, D., CAUDULLO, G., HOUSTON DURRANT, T., MAURI, A. (Eds.), *European Atlas of Forest Tree Species*. Publication Office of the European Union, Luxembourg.
- CERDAN, O., GOVERS G., LE BISSONNAIS, Y., VAN OOST, K., POESEN, J., SABY, N., GOBIN, A., VACCA, A., QUINTON, J., AUERSWALD, K., KLIK, A., KWAAD, F.J.P.M., RACLOT, D., IONITA, I., REJMAN, J., ROUSSEVA, S., MUXART, T., ROXO, M.J., DOSTAL, T., 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology* **122**(1-2): 167-177. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.06.011>.
- CORBEELS, M., MCMURTRIE, R.E., PEPPER, D.A., MENDHAM, D.S., GROVE, T.S., O'CONNELL, A.M., 2005. Long-term changes in productivity of eucalypt plantations under different harvest residue and nitrogen management practices: A modelling analysis. *Forest Ecology and Management* **217**(1): 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.057>.
- COUTINHO, J., BENTO, J., VALE, R., 2001. *Efeito da aplicação de Boro em povoamentos de Eucalyptus globulus no Norte e Centro de Portugal - Relatório do triénio 1997-1999*. Projecto de Investigação aplicada do CEDR - UTAD, SOPORCEL e BORAX, Vila Real.
- DAMBRINE, E., VEGA, J.A., TABOADA, T., RODRIGUEZ, L., FERNANDEZ, C., MACIAS, F., GRAS, J.M., 2000. Bilans d'éléments minéraux dans de petits bassins versants forestiers de Galice (NW Espagne). *Annals of Forest Science* **57**: 23-38.

- DAVIDSON, J., 1996. Ecological Aspects of *Eucalyptus* Plantations. In: White, K., Ball, J. and Kashio, M. (Eds.) *Proceedings: Regional Expert Consultation on Eucalyptus*. Rapa Publication, FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, 202 pp.
- de RIGO, D., BOSCO, C., SAN-MIGUEL-AYANZ, J., HOUSTON DURRANT, T., BARREDO, J.I., STRONA, G., CAUDULLO, G., DI LEO, M., BOCA, R., 2016. *Forest resources in Europe: an integrated perspective on ecosystem services, disturbances and threats*. In: SAN-MIGUEL-AYANZ, J., DE RIGO, D., CAUDULLO, G., HOUSTON DURRANT, T., MAURI, A. (Eds.), *European Atlas of Forest Tree Species*. Publication Office of the European Union, Luxembourg.
- DGADR - Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural, *Cartas de Solos e Capacidade de Uso*, Série SROA/CNROA/IEADR.
- DIAS, A.C., MARTINS, M.C., ARROJA, L., CAPELA, I., 2004. *Gestão dos recursos florestais na perspectiva do Protocolo de Quioto*. Universidade de Aveiro.
- du TOIT, B., 2008. Effects of site management on growth, biomass partitioning and light use efficiency in a young stand of *Eucalyptus grandis* in South Africa. *Forest Ecology and Management* **255**(7): 2324-2336. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.037>.
- FABIÃO, A., MADEIRA, M., STEEN, E., 1987. Root mass in plantations of *Eucalyptus globulus* in Portugal in relation to soil characteristics. *Arid Soil Research and Rehabilitation* **1**: 185-194. <https://doi.org/10.1080/15324988709381143>.
- FABRES, S., FERREIRA, D., DEHON, G., 2010. Nutrients budgets in *E. globulus* stands in Portugal. XXI TECNICLPA Conference and Exhibition / VI CYADICYP. Lisbon.
- FABRES, S., SANDE SILVA, J., GONÇALVES, C., QUINTELA, A., TEIXEIRA, C., CORTICEIRO, S., VALENTE, C., BRANCO, M., 2017. "Tasmanian Blue Gum (*Eucalyptus globulus* Labill.) Within European Forests", Risks Monographs. Cost Action FP 1403 NNEXT, WG 4, Non Native Tree Species for European Forests: Experiences, Risks and Opportunities, COST – European Cooperation in Science and Technology.
- FAO, 2019. *Diretrizes Voluntárias para a Gestão Sustentável dos Solos*. Roma.
- FERNÁNDEZ, C., VEGA, J.A., GRAS, J.M., FONTURBEL, T., CUIÑAS, P., DAMBRINE, E., ALONSO, M., 2004. Soil erosion after *Eucalyptus globulus* clearcutting: differences between logging slash disposal treatments. *Forest Ecology and Management* **195**: 85-95. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.052>.
- FERRAZ-FILHO, A.C., SCOLFORO, J.R.S., MOLA-YUDEGO, B., 2014. The coppice-with-standards silvicultural system as applied to *Eucalyptus* plantations – a review. *Journal of Forestry Research* **25**(2): 237-248. <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0455-0>.
- FERREIRA, A., 2000. *Dados geoquímicos de base de sedimentos fluviais de amostragem de baixa densidade de Portugal Continental: Estudo de factores de variação regional (Volume I)*. Tese de Doutoramento, Universidade de Aveiro, 234 pp.

- FIFE, D.N., NAMBIAR, E.K.S., SAUR, E., 2008. Retranslocation of foliar nutrients in evergreen tree species planted in a Mediterranean environment. *Tree Physiology* **28**: 187-196. <https://doi.org/10.1093/treephys/28.2.187>.
- GERMON, A., LACLAU, J.P., ROBIN, A., JOURDAN, C., 2020. Tamm Review: Deep fine roots in forest ecosystems: Why dig deeper? *Forest Ecology and Management* **466**: 118-135. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118135>.
- GONÇALVES, J.L.M., ALVARES, C.A., ROCHA, J.H.T., BRANDANI, C.B., HAKAMADA R., 2017. Eucalypt plantation management in regions with water stress. *Southern Forests* **79**(3): 1-15. <https://doi.org/10.2989/20702620.2016.1255415>.
- GONÇALVES, J.L.M., BENEDETTI, V., 2000. *Nutrição e Fertilização Florestal*. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, 427 pp.
- GONÇALVES, J.L.M., STAPE, J.L., 2002. *Conservação e cultivo de solos para plantações florestais*. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, 498 pp.
- GONÇALVES, J.L.M., STAPE, J.L., LACLAU J.P., BOUILLET, J.P., RANGER J., 2008. Assessing the effects of early silvicultural management on long-term site productivity of fast-growing eucalypt plantations: the Brazilian experience. *Southern Forests* **70**(2): 105-118. <https://doi.org/10.2989/SOUTH.FOR.2008.70.2.6.534>.
- GONÇALVES, J.L.M., STAPE, J.L., LACLAU, J-P., SMETHURST P., GAVA, J.L., 2004. Silvicultural effects on the productivity and wood quality of eucalypt plantations. *Forest Ecology and Management* **193**(1/2): 45-61. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.01.022>.
- GRIGAL, D.F., 2000. Effects of extensive forest management on soil productivity. *Forest Ecology and Management* **138**: 167-185. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00395-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00395-9).
- IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports* No. 106. FAO, Rome.
- JONES, H.E., MADEIRA, M., HERRAEZ, L., DIGHTON, J., FABIÃO, A., GONZÁLEZ-RIO, F., FERNANDEZ MARCOS, M., GOMEZ, C., TOMÉ, M., FEITH, H., MAGALHÃES, M.C., HOWSON, G., 1999. The effect of organic-matter management on the productivity of *Eucalyptus globulus* stands in Spain and Portugal: tree growth and harvest residue decomposition in relation to site and treatment. *Forest Ecology and Management* **122** (1-2): 73-86. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00033-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00033-X).
- MADEIRA, M., ARAÚJO, C., 2015. *Soil degradation risks and prevention measures in planted forests. The case of eucalyptus plantations in Portugal*. In: GONZÁLEZ, A.A., BENGOTXEA, N.G. (Eds), *Soil degradation risks in planted forests*. Eusko Jaurlaritzaren Argitalpen Zerbitzua/Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco.

- MADEIRA, M., CORTEZ, N., AZEVEDO, A., MAGALHÃES, M.C., RIBEIRO, C., FABIÃO, A., 2007. *As plantações de eucalipto e o solo* (Capítulo 5). In: ALVES, A.M., PEREIRA, J.S., SILVA, J.M.N. (Eds), *O Eucaliptal em Portugal. Impactes Ambientais e Investigação Científica*. Instituto Superior de Agronomia, ISAPress, Lisboa.
- MADEIRA, M., FABIÃO, A., CARNEIRO, M., 2012. Do harrowing and fertilisation at middle rotation improve tree growth and site quality in *Eucalyptus globulus* Labill. plantations in Mediterranean conditions? *European Journal of Forest Research* **131**: 583-596. <https://doi.org/10.1007/s10342-011-0533-1>.
- MADEIRA, M.V., FABIÃO, A., PEREIRA, J.S., ARAÚJO, M.C., RIBEIRO, C., 2002. Changes in carbon stocks in *Eucalyptus globulus* Labill. Plantations induced by different water and nutrient availability. *Forest Ecology and Management* **171**: 75-85. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00462-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00462-0).
- MAYER, M., PRESCOTT, C.E., ABAKER, W.E.A., AUGUSTO, L., CÉCILLON, L., FERREIRA, G.W.D., JAMES, J., JANDL, R., KATZENSTEINER, K., LACLAU, J.P., LAGANIÈRE, J., NOUVELLON, Y., PARÉ, D., STANTURF, J.A., VANGUELOVA, E.I., VESTERDAL, L., 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management* **466**: 118-127. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>.
- MERINO, A., BALBOA, M.A., RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R., GONZÁLES, J.G.A., 2005. Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe. *Forest Ecology and Management* **207**: 325-339. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.074>.
- NADAL-ROMERO, E., GONZÁLEZ-HIDALGO, J.C., CORTESI, N., DESIR, G., GÓMEZ, J.A., LASANTA, T., LUCÍA, A., MARÍN, C., MARTÍNEZ-MURILLO, J.F., PACHECO, E., RODRÍGUEZ-BLANCO, M.L., ROMERO DÍAZ, A., RUIZ-SINOGA, J.D., TAGUAS, E.V., TABOADA-CASTRO, M.M., TABOADA-CASTRO, M.T., ÚBEDA, X., ZABALETA, A., 2015. Relationship of runoff, erosion and sediment yield to weather types in the Iberian Peninsula. *Geomorphology* **228**: 372-381. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.09.011>.
- NAMBIAR, E.K.S., 2008. Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests. *Proceedings of Workshops in Piracicaba* (Brazil) 22-26 November 2004 and Bogor (Indonesia) 6-9 November 2006. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR), 236 pp.
- O'CONNELL, A.M., GROVE, T.S., MENDHAM, D.S., CORBEELS, M., MCMURTRIE, R.F., SHAMMAS, K., RANCE, S.J., 2003. Impacts of Inter-rotation Site Management on Nutrient Stores an Fluxes and growth of Eucalypt Plantations in Southwestern Australia, in NAMBIAR, E.K.S., RANGER, J., TIARKS, A., TOMA, T. (Eds) *Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: Proceedings of Workshops in Congo July 2001 and China February 2003*, CIFOR 2004.

- PANAGOS, P., BORRELLI, P., MEUSBURGER, K., ALEWELL, C., LUGATO, E., MONTANARELLA, L., 2015. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* **48**: 38-50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>.
- PEREIRA, J.S., MADEIRA, M., LINDER, S., ERICSSON, T., TOMÉ, M., ARAÚJO, M.C., 1994. *Biomass production with optimized nutrition in Eucalyptus globulus plantations*. In: Pereira JS, Pereira H (eds) *Eucalyptus for biomass production. The state-of-the-art*. Commission of the European Communities, Brussels, pp. 13-30.
- PEREIRA, J.S., MATEUS, J.A., AIRES, L.M., PITA, G., PIO, C., DAVID, J. S., ANDRADE, V., BANZA, J., DAVID, T. S., PAÇO, T. A., RODRIGUES, A., 2007. Net ecosystem carbon exchange in three contrasting Mediterranean ecosystems - the effect of drought. *Biogeosciences. European Geosciences Union* **4**(5): 791-802.
- PPS-Parceria Portuguesa para o Solo, 2019. Seminário e mesa redonda sobre a "Comemoração do dia mundial do solo. Relevância do recurso solo." INIAV, Lisboa.
- RAFAEL, J., LEMOS, L., RAMALHO, R., 2000. National map of the "Regions of Boron deficiency risk for Eucalyptus sp in Portugal". *International Symposium, Managing Forest Soils for Sustainable Productivity* 18-22 Setembro, Vila Real, Portugal.
- RANGER, J., TURPAULT, M.P., 1999. Input-output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* **122**: 139-154. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00038-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00038-9).
- RUÍZ FERNÁNDEZ, F., SORIA, F., TOVAL, G., 1997. Ensayos de fertilización localizada de masas clonales de *Eucalyptus globulus* en el momento de la plantación en la Provincia de Huelva. In Sociedad Española de Ciencias Forestales, *II Congreso Forestal Español*: Pamplona, Spain, pp. 585-590.
- RUÍZ, F., LÓPEZ, G., TOVAL, G., ALEJANO, R., 2008. *La selvicultura de Eucalyptus globulus Labill*. In: SERRADA, R., MONTERO, G., REQUE, J.A. (Eds), *Compendio de Selvicultura aplicada en España*, INIA Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Ministerio de Educación y Ciencia. Fundación Conde del Valle de Salazar. pp. 117-154.
- SANTOS, H.G., JACOMINE, P.K.T., ANJOS, L.H.C., OLIVEIRA, V.A., LUMBRERAS, J.F., COELHO, M.R., ALMEIDA, J.A., ARAUJO FILHO, J.C., OLIVEIRA, J.B., CUNHA, T.J.F., 2018. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos – 5ª Edição*, Embrapa, Brasília. 356 pp.
- SAUR, E., NAMBIAR, E.K.S., FIFE, D.N., 2000. Foliar nutrient retranslocation in *Eucalyptus globulus*. *Tree Physiology* **20**: 1105-1112. <https://doi.org/10.1093/treephys/20.16.1105>.
- SCHUMACHER, M.V., CALDEIRA, M.V.W., 2001. Biomass Estimation and Nutrient Content of a *Eucalyptus globulus* (Labillardière) Subspecie *maidenii* Plantation. *Ciência Florestal, Santa Maria* **11**(1): 45-53.

- SHAMMAS, K., O'CONNELL, A.M., GROVE, T.S., MCMURTRIE, R., DAMON, P., RANCE, S.J., 2003. Contribution of decomposing harvest residues to nutrient cycling in a second rotation *Eucalyptus globulus* plantation in south-western Australia. *Biology Fertility of Soils* **38**: 228-235. <https://doi.org/10.1007/s00374-003-0654-x>.
- SPOSITO, G., 2008. *The Chemistry of Soils*, Second Edition. Oxford, University press, 329 pp.
- UNRAU, A., BECKER, G., SPINELLI, R., LAZDINA, D., MAGAGNOTTI, N., NICOLESCU, V.N., BUCKLEY, P., BARTLETT, D., KOFMAN, P.D. (Eds.), 2018. *Coppice Forests in Europe*. Albert Ludwig University of Freiburg: Freiburg, Germany, 392 pp.
- VENANZI, R., PICCHIO R., GRIGOLATO, S., LATTERINI, F., 2019. Soil and forest regeneration after different extraction methods in coppice forests. *Forest Ecology and Management* **454**: 117666. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117666>.
- VIERA, M., RUÍZ FERNÁNDEZ, F., RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R., 2016. Nutritional Prescriptions for *Eucalyptus* Plantations: Lessons Learned from Spain. *Forests* **7**(4): 84. <https://doi.org/10.3390/f7040084>.

**As Plantações de Eucalipto
e a Utilização dos Recursos
Hídricos - Desafios em
Hidrologia Florestal**

As Plantações de Eucalipto e a Utilização dos Recursos Hídricos - Desafios em Hidrologia Florestal

Ana Quintela^{1*}, Sérgio Fabres¹, Cristina Marques¹, Nuno Rico², José L. Carvalho², Jacob Keizer³, Teresa Soares David^{4,5}

¹RAIZ – Instituto de Investigação da Floresta e Papel, Quinta de S. Francisco, 3800-783 AVEIRO

*ana.quintela@thenavigatorcompany.com

²Navigator Forest Portugal, Zona Industrial da Mitrena, 2910-738 SETÚBAL

³CESAM - Centro de Estudos do Ambiente e do Mar, Departamento do Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, 3810-193 AVEIRO

⁴INIAV – Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, Av. da República, 2780-157 OEIRAS

⁵Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 LISBOA

Resumo. A influência das plantações de eucalipto na disponibilidade de recursos hídricos tem sido objeto de estudo e discussão. Tal passa, particularmente, pela avaliação das taxas de crescimento, evapotranspiração, escoamento e de recarga de aquíferos. Parte da controvérsia em torno desta temática é devida a uma questão de escala. À perspetiva local da utilização de água pelo eucalipto para produção de biomassa, contrapõe-se a perspetiva da floresta enquanto componente ativa do ciclo hidrológico a nível global,

contribuindo para o arrefecimento da superfície terrestre e para a precipitação. Consensual parece ser a constatação de que o efeito das florestas plantadas no balanço hídrico a nível regional depende mais das condições locais, do ordenamento do território, das práticas de gestão e da densidade do que da espécie florestal, *per se*. Neste sentido, é essencial haver planeamento do uso de solo e uma gestão adequada da floresta, visando conciliar a produtividade florestal com o uso dos recursos hídricos para os mais diversos fins. Do ponto de vista da investigação e atendendo a que o número de estudos desenvolvidos em hidrologia florestal em Portugal é ainda limitado, a monitorização e a modelação hidrológica ao nível da bacia hidrográfica experimental e hidrometeorológica à escala regional, assumem especial interesse para uma melhor compreensão da interação das florestas com os recursos hídricos, particularmente num contexto de alterações climáticas.

Palavras-chave: Floresta, eucalipto, água, biomassa, evapotranspiração, escoamento

***Eucalyptus* plantations and water resource use - challenges in forest hydrology**

Abstract. The influence of *Eucalyptus* plantations on water resources availability has been studied and debated. This includes the evaluation of growth, evapotranspiration, run-off and aquifer rate recharge. Part of the discussion is related to the approach scale. If locally, eucalypts use water for biomass production, at the global level, planted forests are an active component of the hydrological cycle, contributing to the cooling of the earth's surface and precipitation. Nevertheless, it is agreed that the effect of planted forests on the water balance at regional level relies more on local conditions, spatial planning, management practices and stocking than on the forest species, *per se*. Thus, a proper land use planning and a customized management are required aiming to combine forest productivity with the use of water resources for the most diverse

purposes. The scientific knowledge in forest hydrology in Portugal is still limited. Therefore, advances in hydrological monitoring and modelling at the hydrographic basin level and hydro-meteorological at the regional scale are of particular interest for better understanding the interaction of forests with water resources, particularly in the context of climate change.

Key-words: Forest, *Eucalyptus*, water, biomass, evapotranspiration, water flow

Plantations d'eucalyptus et utilisation des ressources en eau - défis en hydrologie forestière

Résumé. L'influence des plantations d'eucalyptus sur la disponibilité des ressources en eau a fait l'objet d'études et de débats. Cela comprend l'analyse des taux de croissance, de l'évapotranspiration, du ruissellement et de la recharge des aquifères. Une partie de la discussion porte sur l'échelle d'approche. Si, localement, les eucalyptus utilisent l'eau pour la production de biomasse, au niveau mondial, les forêts plantées sont une composante active du cycle hydrologique, contribuant au refroidissement de la surface de la terre et des précipitations. Néanmoins, il est convenu que l'effet des forêts plantées sur l'équilibre hydrique au niveau régional repose davantage sur les conditions locales, l'aménagement du territoire, les pratiques de gestion et le stockage que sur les espèces forestières, *per se*. Ainsi, il est essentiel de planifier l'utilisation des terres et d'avoir une gestion adéquate des forêts, dans le but de concilier la productivité forestière avec l'utilisation des ressources en eau à diverses fins. La recherche en hydrologie forestière au Portugal est encore limitée. Ainsi, les progrès de la surveillance et de la modélisation hydrologiques au niveau du bassin hydrographique et de l'hydrométéorologique à l'échelle régionale sont particulièrement intéressants pour une meilleure compréhension de l'interaction des forêts avec les ressources en eau, en particulier dans le contexte du changement climatique.

Mots-clés: Forêt, *Eucalyptus*, eau, biomasse, évapotranspiration, ruissellement

As florestas e o ciclo hidrológico

À escala do planeta, o ciclo hidrológico é considerado um sistema fechado, sem entradas nem saídas de água, com transferência contínua de água que alterna em estado físico entre os diferentes subsistemas terrestres – oceanos, superfícies continentais e atmosfera. As florestas ocupam cerca de 31% da superfície continental do planeta (FAO, 2020) e são um interveniente ativo na regulação do ciclo hidrológico (Figura 1), da energia e do carbono a nível global (SHEIL e MURDIYARSO, 2009; ELLISON *et al.*, 2012, 2017). Têm um papel importante no arrefecimento da atmosfera, e contribuem para a humidade do ar, para a melhoria da qualidade da água e para a precipitação (VAN DIJK e KEENAN, 2007; HESSLEROVÁ *et al.*, 2013; NEARY, 2016; ELLISON *et al.*, 2012, 2017). Estima-se que, a evapotranspiração¹ florestal contribua para, pelo menos, 40 % da precipitação da parte continental do planeta (VAN DER ENT *et al.*, 2010; JASECHKO *et al.*, 2013; SCHLESINGER e JASECHKO, 2014). A influência das florestas no clima é, por isso, particularmente importante no contexto das alterações climáticas em que se verificam/preveem desvios nos padrões sazonais da precipitação e no aumento na frequência de eventos meteorológicos extremos (PEÑUELAS *et al.*, 2017).

As plantas utilizam água para a sua sobrevivência e crescimento. A água é absorvida na rizosfera e transportada via sistema vascular para as copas, sendo grande parte (mais de 95%) libertada para a atmosfera através da transpiração (TAIZ e ZEIGER, 2006). A fotossíntese e a transpiração estão estreitamente relacionadas uma vez que, com a abertura dos estomas para entrada de dióxido de carbono necessário à formação de fotoassimilados, há libertação do vapor de água (CHOAT *et al.*, 2012; BUCKLEY e MOTT, 2013; MANZONI *et al.*, 2013). Esta água utilizada pelas plantas na transpiração está, por isso, associada à

¹Perda de água para a atmosfera por transpiração das plantas, perdas por intercepção e evaporação do solo.

fotossíntese: maior transpiração permite maior produção de biomassa e, consequentemente, também maior sequestro de carbono (VERTESSY, 2000; JACKSON *et al.*, 2005; PEREIRA *et al.* 2007; DAVID *et al.*, 2016). Além da influência na regulação do clima à macroescala, as florestas são consideradas fontes de "energia renovável" e contribuem também para diversos serviços dos ecossistemas, como a promoção da infiltração da água no solo, a regulação do caudal minimizando risco de pequenas/médias cheias, e a proteção do solo contra a erosão (HEWLETT, 1982; DAVID *et al.*, 2007; PEREIRA *et al.*, 2007; LIMA, 2010; MOREAUX *et al.*, 2013; REICHERT *et al.*, 2017).

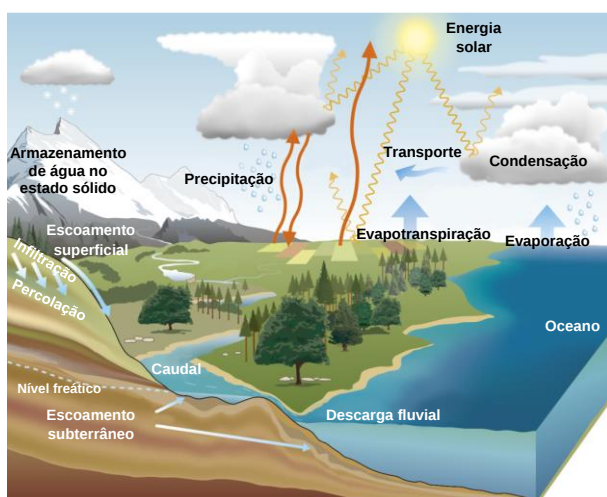


Figura 1 – Esquema simplificado do ciclo da água (adaptado de <https://www.metoffice.gov.uk>).

As florestas e os recursos hídricos ao nível da bacia hidrográfica

Quando se passa da escala global a uma escala de análise menor (continental, regional ou local), passa-se de um sistema fechado para um sistema aberto, e do conceito de ciclo hidrológico para o de balanço hidrológico (WARD e ROBINSON, 2000).

À escala local/regional, a bacia hidrográfica é considerada a unidade estratégica de planeamento florestal e dos recursos hídricos. Entende-se como bacia hidrográfica uma área continental que permite a captação dos fluxos de água originados pela precipitação e a sua confluência para um ponto de drenagem comum. A quantificação do movimento e armazenamento de água a esta escala é regida pelo princípio de conservação de massa que se traduz na equação:

$$P = ET + R + D + \Delta S$$

em que P corresponde à precipitação, ET à evapotranspiração ou "água verde", R ao escoamento fluvial à saída da bacia ou "água azul", D à infiltração profunda e ΔS à variação do armazenamento de água no interior da bacia (HEWLETT, 1982; ZHANG *et al.*, 2001). À escala anual, e se a geologia for relativamente impermeável, os termos ΔS e D são normalmente negligenciáveis e a equação simplifica-se. A precipitação representará a entrada de água para a bacia e a evapotranspiração e o escoamento as saídas. Nestas condições, para um determinado valor de precipitação, quanto maior for a evapotranspiração menor será o escoamento.

Parte da precipitação que cai numa bacia hidrográfica é retida temporariamente nas copas molhadas e devolvida à atmosfera, constituindo a perda por interceção. A precipitação que atinge o solo pode: (1) evaporar-se do solo e superfícies molhadas; (2) infiltrar-se e contribuir para a humidade do solo e abastecimento de lençóis freáticos/aquíferos, sendo depois utilizada (em parte) pelas plantas e devolvida à atmosfera (transpiração); ou (3) integrar o escoamento fluvial, resultante da escorrência superficial (quando a intensidade da precipitação excede a capacidade de infiltração do solo), sub-superficial ou subterrânea (componente mais lenta do escoamento).

A evapotranspiração compreende a água libertada por transpiração das plantas, perdas por interceção e a evaporação do solo. A evaporação do solo e a perda por interceção são condicionados por fatores físicos enquanto a

transpiração depende de fatores eco-fisiológicos. Portanto, a evapotranspiração depende de fatores ambientais (radiação, déficit de pressão de vapor do ar e disponibilidade de água) e de fatores fisiológicos (condutância estomática², área foliar, extensão e profundidade do sistema radicular).

A proporção relativa entre a transpiração e a perda por interceção depende fundamentalmente do clima. Em climas com precipitação frequente, em que as copas estão molhadas durante muito tempo, a perda por interceção tem maior relevância que a transpiração, podendo chegar a 75% da evapotranspiração (DAVID *et al.*, 2005). Em florestas da região Mediterrânica, com precipitação concentrada em certos meses do ano, a transpiração pode constituir até 75% da evapotranspiração total, a interceção até 25% e o que restar é atribuído à evaporação do solo (DAVID *et al.*, 2011). Contudo, a quantidade de água evapotranspirada pelas florestas depende também do tipo e características do coberto vegetal. ZHANG *et al.* (2001) estabeleceram relações entre valores anuais de evapotranspiração e de precipitação, para diferentes tipos de vegetação, incluindo algumas áreas com eucalipto, com base em dados de mais de 250 bacias hidrográficas experimentais dispersas pelo mundo (Figura 2). Estas relações, embora sem contemplarem todos os cenários de variabilidade de condições locais e de práticas de gestão, tem-se revelado consistentes, mostrando que: (1) a evapotranspiração das florestas é superior à de pastagens, sobretudo em regiões com elevada precipitação; (2) em regiões com precipitação anual inferior a 500 mm, a evapotranspiração das bacias com floresta não difere muito da de pastagens. Isto acontece em climas em que a precipitação é muito inferior à evapotranspiração potencial e portanto, geralmente, com escoamento quase nulo (regiões áridas e semiáridas). Em regiões florestais do Mediterrâneo, grande parte da precipitação é convertida em evapotranspiração, sendo o escoamento anual normalmente inferior a 5% da precipitação (DAVID *et al.*,

² Medida da abertura estomática, relacionada com a taxa de assimilação de CO₂ e libertação de água sob a forma de vapor através dos estomas.

2011). Em Portugal, a normal climatológica mostra valores mais elevados de precipitação no Minho e Douro Litoral e mais baixos no interior do Baixo Alentejo, sendo que grande parte do território nacional regista valores de precipitação anual inferior a 1000 mm (IPMA), indiciando por isso que grande parte da precipitação é consumida pela evapotranspiração.

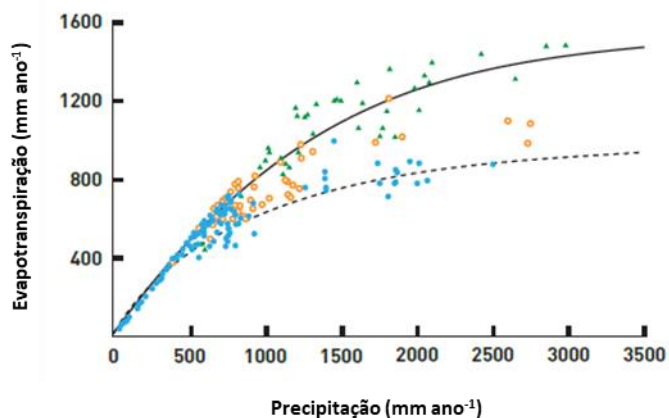


Figura 2 – Relação estabelecida por ZHANG *et al.* (2001) entre evapotranspiração e precipitação: floresta – verde, sistema misto – laranja e pastagem – azul.

O maior valor da evapotranspiração em florestas, face a pastagens ou culturas agrícolas, é explicado pela sua maior rugosidade aerodinâmica (altura e heterogeneidade da superfície) que se reflete em maior perda por intercepção, pela sua maior área foliar, persistência da área foliar (maior absorção de radiação solar), e sistemas radiculares mais desenvolvidos que conduzem a maiores taxas de transpiração (VERTESSY, 2000; ANDRÉASSIAN, 2004). Há, no entanto, diferenças de evapotranspiração, e consequentemente de escoamento, entre florestas nas mesmas condições climáticas, dependendo da espécie, idade e densidade.

O eucalipto, as plantações e a utilização dos recursos hídricos

O eucalipto é uma árvore de crescimento rápido mas não requer, de modo geral, mais água por quantidade de biomassa produzida do que outras espécies, o que se traduz numa eficiência superior no uso deste recurso (WHITEHEAD e BEADLE, 2004; DVORAK, 2012). Tal facto é evidenciado quando se compara o uso de água entre o eucalipto, florestas de coníferas e outras culturas (Figura 3).

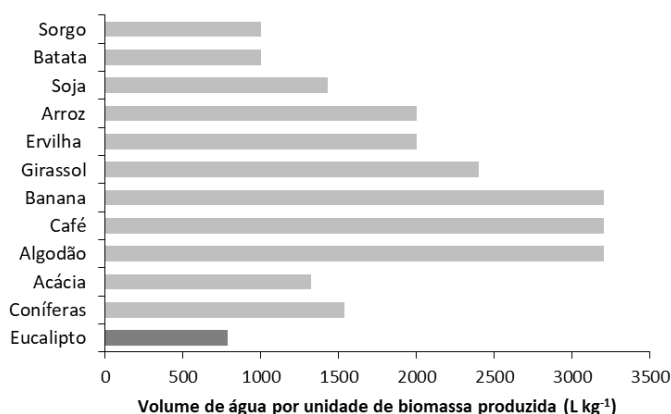


Figura 3 - Quantidade de água utilizada por unidade de biomassa produzida para diferentes culturas (adaptado de DAVIDSON, 1993).

Algumas características morfológicas, anatómicas e fisiológicas do eucalipto contribuem para esta eficiência do uso da água, nomeadamente (i) a capacidade de produzir folhas num curto espaço de tempo (SOARES *et al.*, 2007), (ii) o controlo eficiente da perda de água por transpiração, por fecho progressivo dos estomas nos períodos de maior restrição hídrica (DAVID *et al.*, 1997; CHAVES *et al.*, 2004), (iii) a condutância estomática superior a outras espécies florestais como o *Pinus radiata*, permitindo maior produção de biomassa (WHITE *et al.*, 1999), (iv) a interceção de cerca de 12% da precipitação, valor inferior a outras

espécies florestais como as do género *Pinus* (VALENTE *et al.*, 1997; Llorens e DOMINGO, 2007; PEREIRA *et al.*, 2007), (v) as folhas largas e pendentes que favorecem a oscilação com o movimento do ar e permitem evitar o calor excessivo sem utilizar muita água (PEREIRA *et al.*, 1992; SOARES *et al.*, 2007) e ainda (vi) a cutícula foliar cerosa que possibilita menor interceção da precipitação e menor evaporação de copa (VAN DIJK E KEENAN, 2007; ALVES *et al.*, 2012). Em situação de restrição de água, esta eficiência de água é ainda superior, como observado em plantações de *Eucalyptus globulus* na região Centro de Portugal por PEREIRA *et al.* (1994) e CHAVES *et al.* (2004) e em povoamentos de eucalipto (*E. gunnii* x *dalrympleana*) em França por MOREAUX *et al.* (2013).

O maior ou menor uso de água pelas plantas está diretamente relacionado com a produção de biomassa e a produtividade (STAPE *et al.*, 2010). Espécies florestais de crescimento rápido exploradas intensivamente requerem, naturalmente, maior quantidade de água. Este facto é evidenciado pela relação entre o aumento da evapotranspiração e a produtividade em sistemas florestais, sistemas mistos e pastagens (SCHIMEL, 1996) (Figura 4). Todavia, da água utilizada pelas árvores apenas 0,3% é extraída com a madeira (FIBRIA, 2016). A restante água é libertada para a atmosfera, por evapotranspiração, retoma o seu papel no ciclo hidrológico a nível global, contribuindo assim para a sua perpetuação (PEREIRA *et al.*, 2007; ELLISON *et al.*, 2012).

Num estudo de pares de bacias, realizado no Rio Grande do Sul (Brasil), uma com pastagem e outra florestada com eucalipto, com precipitação média anual superior a 2300 mm, ALMEIDA *et al.* (2016) observaram menor escoamento na bacia de floresta (7 e 13% da precipitação) relativamente à pastagem (28 a 29% da precipitação), devido à maior evapotranspiração na bacia de floresta. Esta tendência de redução do escoamento foi também registada em bacias com *E. globulus* no Sul da Índia (SHARDA *et al.*, 1998; SIKKA *et al.*, 2003) e no Uruguai (SILVEIRA *et al.*, 2016), ambas com precipitação média anual a rondar os 1300 mm. A evapotranspiração anual em povoamentos de *E. globulus* da região Norte

e Centro de Portugal estudada por DAVID *et al.* (1994) e FERREIRA *et al.* (1998) evidenciam que, tal como preconizado nas "curvas de Zhang" (Figura 2), grande parte da precipitação é utilizada na evapotranspiração, para valores anuais de precipitação inferiores a 1000 mm. Para precipitação anual superior a 1000 mm, a evapotranspiração estabiliza, possibilitando o escoamento ou produção de água na bacia.

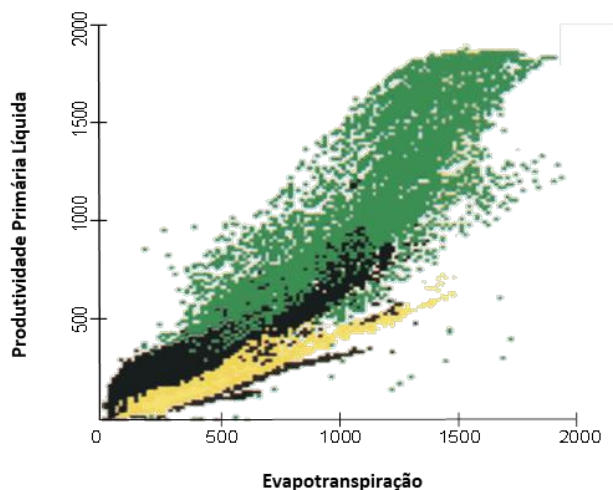


Figura 4 - Relação entre evapotranspiração e produtividade em sistemas florestais (a verde), pastagens (a amarelo) e sistemas mistos (a preto) ($R^2=0,86$) (SCHIMEL *et al.*, 1996).

O papel das práticas silvícolas na gestão dos recursos hídricos

O escoamento a jusante de áreas florestadas depende das condições climáticas locais, do tipo de plantação (espécie florestal e densidade) e das práticas silvícolas (ANDRÉASSIAN, 2004; VAN DIJK e KEENAN, 2007; LIMA, 2010; FERRAZ *et al.*, 2013; JUCKER RIVA *et al.*, 2018).

Em bacias florestadas com eucalipto o escoamento sofre alterações ao longo do seu ciclo de crescimento. Diversos estudos referem aumentos do escoamento no momento do corte de exploração florestal e na rearborização, nomeadamente por diminuição da evapotranspiração local (SHARDA *et al.*, 1998; VERTESSY, 2000; LIMA, 2010; FERRAZ *et al.*, 2013; ALMEIDA *et al.*, 2016). Na região Centro de Portugal, DAVID *et al.* (1994) observaram maiores valores de escoamento nos primeiros 1-2 anos após cortes de exploração de plantações de *E. globulus* em regime de talhadia (aos 10-12 anos de idade do povoamento), à semelhança do observado em bacias do Sul da Índia (SHARDA *et al.*, 1998). Quando as plantações atingem estabilidade hidrológica funcional, 4 a 5 anos após a plantação ou 3 a 4 anos após corte, observa-se uma diminuição do escoamento (SHARDA *et al.*, 1998; FARLEY *et al.*, 2005; ELLISON *et al.*, 2012). Este facto parece estar associado, no caso da talhadia, a um rápido crescimento das varas por toíça, aproveitando o sistema radicular já instalado, e ao aumento da taxa de interceção e de transpiração. O efeito dos cortes de exploração no escoamento depende também da área intervencionada. ALMEIDA *et al.* (2016) observaram maiores aumentos de escoamento após corte raso, relativamente ao corte parcial.

Vários autores defendem que é possível reduzir a evapotranspiração e estabilizar o escoamento da bacia florestada, quando se adota uma gestão em mosaico com diferentes ocupações do solo, recorrendo a diferentes espécies ou a povoamentos com diferentes idades (VERTESSY, 2000; FERRAZ *et al.*, 2013; GONÇALVES *et al.*, 2017). Acresce que a localização, o ordenamento da área, a existência de faixas de proteção das galerias ribeirinhas, o recurso a práticas de preparação do terreno mais conservativas, o ajuste da densidade de plantação à capacidade de suporte do local e às necessidades dos utilizadores a jusante, entre outros, permitem reduzir o impacto das florestas no escoamento ("água azul") ao nível da bacia (VAN DIJK e KEENAN, 2007; ALVES, 2012; FERRAZ *et al.*, 2013; LITTLE *et al.*, 2015; GONÇALVES *et al.*, 2017; HAKAMADA *et al.*, 2020).

Bacias florestadas são, geralmente, associadas a água de elevada qualidade face a outras ocupações como pastagens ou atividades agrícolas (BAILLIE e NEARY, 2015; NEARY *et al.*, 2016). Em florestas plantadas poderá haver, contudo, fases do ciclo de desenvolvimento do povoamento que, pela sua natureza, poderão levar a alguma variação nas características da água. Neste âmbito, BAILLIE e NEARY (2015) numa revisão sobre a qualidade da água em florestas plantadas na Nova Zelândia, sustentam a elevada qualidade da água ao longo de grande parte do ciclo de desenvolvimento dos povoamentos havendo possibilidade de alguma perturbação na fase do corte. Também RODRIGUES *et al.* (2019) avaliaram a qualidade da água em quatro bacias experimentais florestadas com eucalipto no sudeste do Brasil no momento do corte e concluíram que a exploração teve um efeito parcial e momentâneo no aumento de sólidos em suspensão da água embora sem comprometer a sua qualidade. Em linha com outros trabalhos, ambos salientam a influência determinante de inúmeros fatores na qualidade da água, tais como as condições locais, histórico de ocupação da área, ordenamento do território e práticas silvícolas adotadas.

As plantações de eucalipto e os desafios em hidrologia florestal

A interação entre florestas e água em particular das plantações florestais varia com a litologia, tipologia de solo, geomorfologia, condições climáticas, existência de gestão florestal e interações entre componentes (DRESEL *et al.*, 2018). Independentemente da espécie considera-se que há maior evapotranspiração e menor escoamento a nível regional nas florestas, face a outras ocupações como pastagens (BOSCH e HEWLETT, 1982; ZHANG *et al.*, 2001; ELLISON *et al.*, 2012), principalmente quando se trata de plantações florestais intensivas. O balanço hídrico deve, no entanto, ser aferido regionalmente, não podendo os resultados de estudos realizados a nível da bacia hidrográfica em países como Brasil e Austrália serem extrapolados para Portugal.

Pensar nas florestas, e em particular nas de produção, apenas sob a perspectiva da utilização de água, excluindo a contribuição na regulação climática e no regime de precipitação à macroescala, além de outros serviços do ecossistema que estas providenciam como o sequestro de carbono, é menorizar o papel das florestas plantadas, como os eucaliptais, nos processos ambientais regionais e globais (ELLISON *et al.*, 2012). É importante que os decisores possam conhecer o valor integral dos serviços gerados por estes ecossistemas (ELLISON *et al.*, 2012, 2017).

A comunidade científica tem vindo a desenvolver conhecimento sobre a relação entre o eucalipto e a água (ex. VAN DIJK e KEENAN, 2007; DVORAK, 2012; ELLISON *et al.*, 2012; ALMEIDA *et al.*, 2016). Em Portugal, o número de estudos de hidrologia em bacias florestadas com eucalipto é ainda limitado (ex. DAVID *et al.*, 1994, 2007; BOULET *et al.*, 2015; BARREIROS, 2018). Seria relevante: (i) desenvolver novos conhecimentos quanto à interação entre os recursos hídricos e plantações florestais, considerando as atuais práticas silvícolas; (ii) contribuir para a visão integrada do papel das florestas plantadas no balanço hídrico e no ciclo hidrológico, considerando as diversas escalas espaciais (local, regional, nacional e continental); (iii) estudar a proveniência e quantificar a água utilizada pelas plantações; e (iv) desenvolver e disponibilizar tecnologia e ferramentas de apoio à decisão, visando compatibilizar a produtividade florestal com a gestão dos recursos hídricos. Acresce que apenas um número reduzido de estudos incluem a monitorização de aquíferos (DRESEL *et al.*, 2018). No entanto, em diversos casos (ex. DAVID *et al.*, 1994; SIKKA *et al.*, 2003) a separação das componentes lentas e rápidas do escoamento permite uma inferência indireta sobre os efeitos da vegetação na recarga subterrânea.

A monitorização hidrológica permite avaliar o impacte da gestão florestal na quantidade e qualidade dos recursos hídricos a nível regional e providencia dados para a melhoria contínua das práticas silvícolas mais impactantes (como a preparação do terreno e da rede de caminhos, a definição da densidade de

plantação e a seleção de varas). A instrumentação de bacias experimentais com estações hidrométricas (para medição do caudal/escoamento - Figura 5) e meteorológicas, complementadas com medições da interceção, humidade do solo e evapotranspiração, permitem quantificar os parâmetros da equação do balanço hídrico e acompanhar a dinâmica do recurso ao longo do desenvolvimento do eucaliptal, numa mesma rotação e em diferentes rotações.



Figura 5 – Infraestrutura hidráulica "H-flume" utilizada para avaliação de caudal e outras respostas hidrológicas ao nível de uma bacia hidrográfica experimental (fonte: RAIZ).

Tal monitorização pode passar por considerar duas bacias similares, exceto no fator de interesse ("método dos pares de bacias") ou considerar uma única

bacia cujas condições relativamente ao fator de interesse difiram ao longo do tempo ("antes-versus-depois"). Tendo em conta que os efeitos hidrológicos variam ao longo do tempo, inclusive devido à pronunciada variação interanual nas condições meteorológicas Mediterrânicas, os estudos de bacias experimentais requerem programas de monitorização plurianuais. Os dados que resultam destes programas são fundamentais para a modelação hidrológica e para a inferência sobre os processos e recursos hídricos expetáveis a curto e a médio-longo prazo. Um modelo hidrológico como *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) simula os principais processos hidrológicos a nível da bacia, incluindo a estimativa de caudal, e permite prever os efeitos de diferentes práticas de gestão silvícola e de diferentes cenários climáticos (SERPA *et al.*, 2015). Estes são temas de interesse para a investigação em hidrologia florestal e que estão em linha com a SIRA para 2030 (*Strategic Research and Innovation Agenda of the European Forest-Based Sector*), que complementa esta abordagem com a necessidade de se continuar a desenvolver conhecimento sobre o contributo das florestas nos padrões de precipitação à escala regional e continental.

Agradecimentos

O coautor Jacob Keizer gostaria de agradecer o apoio provido pelo FEDER e/ou o OE, através do Programa Operacional Portugal 2020 (COMPETE2020) e do Programa Operacional Competitividade e Internacionalização (POCI) e/ou a Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT/MCETS), no âmbito dos projetos UID/AMB/50017/2019 (CESAM) e POCI-01-0145-FEDER-031573/PTDC/ASP-SIL/31573 ("WAFLE - Water footprint profile assessment of forests - the case of eucalypt"), bem como do contrato de pós-doutoramento FCT-IF/01465/2015.

Bibliografia consultada

- ALMEIDA, A.C., SMETHURST, P.J., SIGGINS, A., CAVALCANTE, R.B.L., BORGES, N., 2016. Quantifying the effects of Eucalyptus plantations and management on water resources at plot and catchment scales. *Hydrological Processes* **30**: 4687- 4703.
- ALVES, A.M., PEREIRA, J.S., CORREIA, A.V., 2012. "Silvicultura - a gestão dos ecossistemas florestais". Edição Fundação Calouste Gulbenkian.
- ANDRÉASSIAN, V., 2004. Water and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology* **291**: 1-27.
- BAILLIE, B.R., NEARY, D.G., 2015. Water quality in New Zealand's planted forests: A review. *New Zealand Journal of Forestry Science* **45**: 7.
- BARREIROS, M.M.S., 2018. *Florestas e água: Uma revisão crítica da componente "água verde" no conceito Water Footprint Network (WFN) para o papel*. Tese de Mestrado, ISA, Lisboa. 68 pp.
- BOSCH, J.M., HEWLETT, J.D., 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology* **55**: 3-23.
- BOULET, A.K., PRATS S.A., MALVAR, M.C., GONZÁLEZ-PELAYO, O., COELHO, C.O.A., FERREIRA, A.J.D., KEIZER, J.J., 2015. Surface and subsurface flow in eucalyptus plantations in north-central Portugal. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* **63**(3): 193-200.
- BUCKLEY, T.N., MOTT, K.A., 2013. Modelling stomatal conductance in response to environmental factors. *Plant Cell Environment* **36**: 1691-1699.
- CHAVES, M.M., PEREIRA, J.S., OSÓRIO, J., 2004. *Water use efficiency and photosynthesis in: BACON M. (Ed.) Water Use Efficiency in Plant Biology* pp 42-74. London: Blackwell Publishing.
- CHOAT, B., JANSEN, S., BRODRIBB, T.J., COCHARD, H., DELZON, S., BHASKAR, R., BUCCI, S.J., FIELD, T.S., GLEASON, S.M., HACKE, U.G., JACOBSEN, A.L., LENS, F., MAHERALI, H., MARTÍNEZ-VILALTA, J., MAYR, S., MENCUCCINI, M., MITCHELL, P.J., NARDINI, A., PITTERMANN, J., PRATT, R.B., SPERRY, J.S., WESTOBY, M., WRIGHT, I.J., ZANNE, A.E., 2012. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature* **491**: 752-755.
- DAVID, J.S., BELLOT, J., BIROT, Y., DAVID, T.S., 2011. *Water fluxes in forests in: BIROT, Y., GRACIA, C., PALAHL, M. (Eds.) Water for forests and for people in the Mediterranean region - A challenging balance. What Science Can Tell Us* 1. pp. 37-42. Joensuu: European Forest Institute.

- DAVID, J.S., DAVID, T.S., VALENTE, F., 2007. *O eucaliptal e os recursos hídricos* in: ALVES A.M., PEREIRA J.S., SILVA J. M. N. (Eds.), "O Eucaliptal em Portugal. Impactes Ambientais e Investigação Científica". Instituto Superior de Agronomia, ISAPress, Lisboa.
- DAVID, J.S., HENRIQUES, M.O., DAVID, T.S., TOMÉ, J., LEDGER, D.C., 1994. Clearcutting effects on streamflow in coppiced *Eucalyptus globulus* stands in Portugal. *Journal of Hydrology* **162**: 143-154.
- DAVID, J.S., VALENTE, F., GASH, J.H.C., 2005. *Evaporation of intercepted rainfall*. In: Anderson, M.G. (Ed.), *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK, (Chapter 43), pp. 627-634.
- DAVID, T.S., FERREIRA, M.I., DAVID, J.S., PEREIRA, J.S., 1997. Transpiration from a mature *Eucalyptus globulus* plantation in Portugal during a spring-summer period of progressively higher water deficit. *Oecologia* **110**: 153-159.
- DAVID, T.S., PINTO, C.A., NADEZHDINA, N., DAVID, J.S., 2016. Water and forests in the Mediterranean hot climate zone: a review based on a hydraulic interpretation of tree functioning. *Forest Systems* **25**(2): eR02.
- DAVIDSON, J., 1993. Ecological aspects of Eucalyptus plantations. *Proceedings of the regional expert consultation on Eucalyptus* **1**: 35-72 <http://www.fao.org/docrep/005/ac777e/ac777e06.htm>.
- DRESEL, P.E., DEAN, J.F., PERVEEN, F., WEBB, J.A., HEKMEIJER, P., ADELANA, S.M., DALY, E., 2018. Effect of Eucalyptus plantations, geology, and precipitation variability on water resources in upland intermittent catchments. *Journal of Hydrology* **564**: 723-739.
- DVORAK, W.S., 2012. Water use in plantations of eucalypts and pines: a discussion paper from a tree breeding perspective. *International Forestry Review* **14**(1): 110-119.
- ELLISON, D., FUTTER, M.N., BISHOP, K., 2012. On the forest cover-water yield debate: from demand- to supply-side thinking. *Global Change Biology* **18**: 806-820.
- ELLISON, D., MORRIS, C.E., LOCATELLI, B., SHEIL, D., COHEN, J., MURDIYARSO, D., GUTIERREZ, V., VAN NOORDWIJK, M., CREED, I.F., POKORNY, J., GAVEAU, D., SPRACKLEN, D.V., TOBELLA, A.B., ILSTEDT, U., TEULING, A.J., GEBREHIWOT, S.G., SANDS, D.C., MUYS, B., VERBIST, B., SPRINGGAY, E., SUGANDI, Y., SULLIVAN, C.A., 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change* **43**: 51-61.
- FAO, UNEP, 2020. *The State of the World's Forests 2020*. Forests, biodiversity and people. Rome.
- FARLEY, K.A., JOBBÁGY, E.G., JACKSON, R.B., 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* **11**: 1565-1576.
- FERRAZ, S.F.B., LIMA, W.P., RODRIGUES, C.B., 2013. Managing forest plantation landscapes for water conservation. *Forest Ecology and Management* **301**: 58-66.

- FERREIRA, A.J.D., 1998. Consequências hidrológicas e pedológicas das mudanças em áreas florestais. *Territorium* (5): 63-72.
- FIBRIA, 2016. Produção florestal e uso da água. Brasil.
- GONÇALVES, J.L.M., ALVARES, C.A., ROCHA, J.H.T., BRANDANI, C.B., HAKAMADA, R., 2017. Eucalypt plantation management in regions with water stress. *Southern Forests: a Journal of Forest Science* pp. 1-15.
- HAKAMADA, R.E., HUBBARD, R.M., MOREIRA, G.G., STAPE, J.L., CAMPOE, O., DE BARROS FERRAZ, S.F., 2020. Influence of stand density on growth and water use efficiency in Eucalyptus clones. *Forest Ecology and Management* 466: 118-125.
- HESSLEROVÁ, P., POKORNÝ, J., BROM, J., REJŠKOVÁ-PROCHÁZKOVÁ, A., 2013. Daily dynamics of radiation surface temperature of different land cover types in a temperate cultural landscape: consequences for the local climate. *Ecological Engineering* 54: 145-154.
- HEWLETT, J.D., 1982. *Principles of Forest Hydrology*. Athens: The University of Georgia Press.
- JACKSON, R.B., JOBBÁGY, E.B., AVISSAR, R., ROY, S.B., BARRETT, D.J., COOK, W.C., FARLEY, K.A., LE MAITRE, D.C., MCCARL, B.A., MURRAY, B.C., 2005. Trading water for carbon and with biological carbon sequestration. *Science* 310: 1944-1947.
- JASECHKO, S., SHARP, Z.D., GIBSON, J.J., BIRKS, S.J., YI, Y., FAWCETT, P.J., 2013. Terrestrial water fluxes dominated by transpiration. *Nature* 496: 347-350.
- JUCKER RIVA, M., BAEZA, J., BAUTISTA, S., CHRISTOFOROU, M., DALIAKOPOULOS, I.N., HADJIMITSIS, D., KEIZER, J.J., LINIGER, H., QUARANTA, G., RIBEIRO, C., SALVIA, R., TSANIS, I.K., URGEGHE, A.M., VALDECANTOS, A., SCHWILCH, G., 2018. How does land management contribute to the resilience of Mediterranean forests and rangelands? A participatory assessment. *Land Degradation Development* 29: 3721-3735.
- LIMA, W.P., 2010. A silvicultura e a água: ciência, dogmas, desafios. *Cadernos do Diálogo* - Volume 01. Rio de Janeiro, 64 pp.
- LITTLE, C., CUEVAS, J.G., LARA, A., PINO, M., SCHOENHOLTZ, S., 2015. Buffer effects of streamside native forests on water provision in watersheds dominated by exotic forest plantations. *Ecohydrology* 8: 1205-1217.
- LLORENS, P., DOMINGO, F., 2007. Rainfall partitioning by vegetation under mediterranean conditions. A review of studies in Europe. *Journal of Hydrology* 335: 37-54.
- MANZONI, S., VICO, G., KATUL, G., PALMROTH, S., JACKSON, R.B., PORPORATO, A., 2013. Hydraulic limits on maximum plant transpiration and the origin of the safety-efficiency tradeoff. *New Phytologist* 198: 169-178.

- MOREAUX, V., O'GRADY, A.P., NGUYEN-THE, N., LOUSTAU, D., 2013. Water use of young maritime pine and Eucalyptus stands in response to climatic drying in south-western France. *Plant Ecology & Diversity* **6**: 57-71.
- NEARY, D.G., 2016. Long-Term Forest Paired Catchment Studies: What Do They Tell Us That Landscape-Level Monitoring Does Not? *Forests* **7**: 164.
- PEÑUELAS, J., SARDANS, J., FILELLA, I., ESTIARTE, M., LLUSIÀ, J., OGAYA, R., CARNICER, J., BARTRONS, M., RIVAS-UBACH, A., GRAU, O., PEGUERO, G., MARGALEF, O., PLA-RABÉS, S., STEFANESCU, C., ASENSIO, D., PREECE, C., LIU, L., VERGER, A., BARBETA, A., ACHOTEGUI-CASTELLS, A., GARGALLO-GARRIGA, A., SPERLICH, D., FARRÉ-ARMENGOL, G., FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, M., LIU, D., ZHANG, C., URBINA, I., CAMINO-SERRANO, M., VIVES-INGLA, M., STOCKER, B.D., BALZAROLO, M., GUERRIERI, R., PEAUCELLE, M., MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S., BÓRNEZ-MEJÍAS, K., MU, Z., DESCALS, A., CASTELLANOS, A., TERRADAS, J., 2017. Impacts of Global Change on Mediterranean Forests and Their Services. *Forests* **8**: 463.
- PEREIRA, J.S., CHAVES, M.M., CARVALHO, P.O., CALDEIRA, M.C., TOMÉ, J., 1994. *Carbon assimilation, growth and nitrogen supply in Eucalyptus globulus plants* in: ROY, J., GRANIER, E. (Eds.), *Whole-Plant Perspectives of Carbon-Nitrogen Interactions*. The Netherlands: SPB Publish.
- PEREIRA, J.S., CHAVES, M.M., FONSECA, F., ARAÚJO, M.C., TORRES, F., 1992. Photosynthetic capacity of leaves of *Eucalyptus globulus* (Labill.) growing in the field with different nutrient and water availabilities. *Tree physiology* **11**: 381-389.
- PEREIRA, J.S., MATEUS, J.A., AIRES, L.M., PITA, G., PIO, C., DAVID, J.S., ANDRADE, V., BANZA, J., DAVID, T.S., PAÇO, T.A., RODRIGUES, A., 2007. Net ecosystem carbon exchange in three contrasting Mediterranean ecosystems – the effect of drought. *Biogeosciences* **4**: 791-802.
- REICHERT, J.M., RODRIGUES, M.F., PELÁEZ, J.J.Z., LANZA, R., MINELLA, J.P.G., ARNOLD, J.G., CAVALCANTE, R.B.L., 2017. Water balance in paired watersheds with eucalyptus and degraded grassland in Pampa biome. *Agricultural and Forest Meteorology* **237-238**: 282-295.
- RODRIGUES, C.B., TANIWAKI, R.H., LANE, P., LIMA, W.P., FERRAZ, S.F.B., 2019. Eucalyptus Short-Rotation Management Effects on Nutrient and Sediments in Subtropical Streams. *Forests* **10**: 519.
- SCHIMEL, D.S., BRASWELL, B.H., MCKEOWN, R., OJIMA, D.S., PARTON, W.J., PULLIAM, W., 1996. Climate and nitrogen controls on the geography and timescales of terrestrial biogeochemical cycling. *Global Biogeochemical Cycles* **10**(4): 677-692.
- SCHLESINGER, W.H., JASECHKO, S., 2014. Transpiration in the global water cycle. *Agricultural and Forest Meteorology* **189**(-190): 115-117.

- SERPA, D., NUNES, J.P., SANTOS, J., SAMPAIO, E., JACINTO, R., VEIGA, S., LIMA, J.C., MOREIRA, M., CORTE-REAL, J., KEIZER, J.J., ABRANTES, N., 2015. Impacts of climate and land use changes on the hydrological and erosion processes of two contrasting Mediterranean catchments. *Science of the Total Environment* **538**: 64-77.
- SHARDA, V.N., SAMRAJ, P., SAMRA, J.S., LAKSHMANAN, V., 1998. Hydrological behaviour of first generation coppiced bluegum plantations in the Nilgiri sub-watersheds. *Journal of Hydrology* **211**(1-4): 50-60.
- SHEIL, D., MURDIYARSO, D., 2009. How forests attract rain: an examination of a new hypothesis. *BioScience* **59**: 341-347.
- SIKKA, A.K., SAMRA, J.S., SHARDA, V.N., SAMRAJ, P., LAKSMANAN, V., 2003. Low flow and high flow responses to converting natural grassland into bluegum (*Eucalyptus globulus*) in Nilgiri watersheds of South India. *Journal of Hydrology* **270**: 12-26.
- SILVEIRA, L., GAMAZO, P., ALONSO, J., MARTÍNEZ, L., 2016. Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay. *Hydrological Processes* **30**: 3596-3608.
- SOARES, P., TOMÉ, M., PEREIRA, J.S., 2007. *A produtividade do eucaliptal* in: ALVES A.M., PEREIRA J.S., SILVA J.M.N. (Eds.), "O Eucaliptal em Portugal. Impactes Ambientais e Investigação Científica". Instituto Superior de Agronomia, ISAPress, Lisboa.
- STAPE, J.L., BINKLEY, D., RYAN, M.G., FONSECA, S., LOOS, R.A., TAKAHASHI, E.N., SILVA, C.R., SILVA, S.R., HAKAMADA, R.E., FERREIRA, J.M.A., LIMA, A.M.N., GAVA, J.L., LEITE, F.P., ANDRADE, H.B., ALVES, J.M., SILVA, G.G.C., AZEVEDO, M.R., 2010. The Brazil Eucalyptus Potential Productivity Project: Influence of water, nutrients and stand uniformity on wood production. *Forest Ecology and Management* **259**(9): 1684-1694.
- TAIZ, L., ZEIGER, E., 2006. *Plant physiology*. 4 ed. Massachusetts: Sinauer Associates, Inc. Publishers, 764 pp.
- VALENTE, F., DAVID, J., GASH, J., 1997. Modelling interception loss for two sparse eucalypt and pine forests in central Portugal using reformulated Rutter and Gash analytical models. *Journal of Hydrology* **190**: 141-162.
- VAN DER ENT, R.J., SAVENIJE, H.H., SCHAEFLI, B., STEELE-DUNNE, S.C., 2010. Origin and fate of atmospheric moisture over continents. *Water Resources Research* **46**.
- VAN DIJK, A.I.J.M., KEENAN, R.J., 2007. Planted forests and water in perspective. *Forest Ecology and Management* **251**: 1-9.
- VERTESSY, R., 2000. *Impacts of Plantation Forestry on Catchment Runoff*. In: SADANANDAN NAMBIAR, E.K., BROWN, A.G. (Eds) *Plantations, Farm Forestry and Water. Proceedings of a national workshop*, Melbourne. RIRDC Publication No. 01/20, pp 9-19.

- WARD, R.C., ROBINSON, M., 2000. *Principles of Hydrology* (4.^a edição). Londres: McGraw-Hill.
- WHITE, D.A., BEADLE, C.L., SANDS, P.J., WORLEDGE, D., HONEYSETT, J.L., 1999. Quantifying the effect of cumulative water stress on stomatal conductance of *Eucalyptus globulus* and *E. nitens*: a phenomenological approach. *Australian Journal of Plant Physiology* **26**: 17-27.
- WHITEHEAD, D., BEADLE, C.L., 2004. Physiological regulation of productivity and water use in Eucalyptus: a review. *Forest Ecology and Management* **193**: 113-140.
- ZHANG, L., DAWES, W.R., WALKER, G.R., 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation. *Water Resources Research* **37**(3): 701-70

**As Plantações de Eucalipto são
uma Ameaça à Conservação da
Biodiversidade em Portugal?**

As Plantações de Eucalipto são uma Ameaça à Conservação da Biodiversidade em Portugal?

Catarina Gonçalves¹, Nuno Rico², Carlos Valente¹, Ana Catarina Manta²,
Cristina Marques¹, José Paulo Sousa³

¹RAIZ – Instituto de Investigação da Floresta e Papel, Quinta de S. Francisco,
3800-783 AVEIRO

*catarina.goncalves@thenavigatorcompany.com

²Navigator Forest Portugal, Zona Industrial da Mitrena, 2910-738 SETÚBAL

³Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciências e Tecnologia,
Universidade de Coimbra, Calçada Martins de Freitas, 3000-456 COIMBRA

Resumo. O declínio global da biodiversidade é um dos maiores desafios da atualidade. As plantações florestais, como os eucaliptais, contribuem para o desenvolvimento socioeconómico, mas estão associadas a menores níveis de biodiversidade relativamente ao das florestas naturais. A simplificação estrutural das plantações intensivas, a sua homogeneidade e a ocorrência de perturbações regulares, devido a ciclos de exploração curtos, impactam a biodiversidade. Acresce que a presença de eucaliptos em alguns *habitats* sensíveis, como zonas ribeirinhas, tem um efeito negativo direto sobre a biodiversidade e o funcionamento destes ecossistemas. No entanto, não é correto apelidar os eucaliptais de "desertos verdes". Diversos estudos têm vindo a documentar níveis apreciáveis de biodiversidade nos eucaliptais, que pode ser promovida dentro das plantações e à escala da paisagem. A história da floresta portuguesa é marcada por milénios de utilização intensiva do território, o que teve um efeito profundo sobre a floresta nativa. Em meados do século XIX, a área florestal correspondia a apenas 7% do território, tendo recuperado para os atuais 36% através de diversas campanhas de

florestação durante o século XX. A expansão da área de eucaliptal em Portugal foi intensa nas décadas de 1980 e 1990, vindo ocupar sobretudo áreas abandonadas ou pouco rentáveis. Em paralelo, em 1970, foram lançadas as bases para a criação de parques e outras reservas naturais. Atualmente, a Rede Nacional de Áreas Protegidas e os *habitats* abrangidos pela Rede Natura 2000 ocupam, respetivamente, cerca de 9% e 20% da área terrestre nacional. Embora existam lacunas no grau de proteção conferido por estes espaços, estes são considerados adequados para priorizar os esforços de conservação. No restante território, é desejável conciliar os objetivos de produção e de conservação, não obstante os desafios. De entre estes, destaca-se o planeamento à escala da paisagem, devido à elevada fragmentação da área florestal, que pode ser minimizada através de associativismo. Também a certificação florestal é útil, ao promover boas práticas, contribuindo para aumentar a produtividade e o desempenho ambiental das plantações. Outros contributos relevantes são o compromisso corporativo por parte da indústria da pasta e papel e o investimento em investigação e desenvolvimento.

Palavras-chave: florestas naturais, *win-win ecology*, riqueza específica, serviços dos ecossistemas, áreas protegidas, certificação florestal

Are eucalyptus plantations a threat to biodiversity conservation, in Portugal?

Abstract. The global decline in biodiversity is one of the greatest challenges today. Forest plantations, such as eucalypts, contribute to socio-economic development, but are associated with lower levels of biodiversity relative to natural forests. Structural simplification of intensive plantations, their homogeneity, and the occurrence of regular disturbances, due to short exploration cycles, impact biodiversity. Furthermore, the presence of eucalypts in some sensitive *habitats*, such as riparian zones, has a direct negative effect on biodiversity and the functioning of these ecosystems. However, it is not accurate to call eucalypt stands "green deserts". Several studies have documented considerable levels of biodiversity in eucalypt stands, that can be increased within plantations and at the landscape scale. The history of Portuguese forest is marked by millennia of intensive land use, which had a profound effect on native forest. By mid-19th century, forest area was only 7% of the territory, having recovered to the current 36% through various afforestation campaigns during the 20th century. The expansion of the eucalypt area in Portugal was intense in the 1980s and 1990s, occupying mostly

abandoned or unprofitable areas. In parallel, in 1970, the foundations for the creation of parks and other nature reserves were laid. Currently, the National Network of Protected Areas and the *habitats* covered by the Natura 2000 Network occupy, respectively, about 9% and 20% of the national land area. Although there are gaps in the degree of protection provided by these areas, they are considered adequate to prioritize conservation efforts. In the rest of the territory, it is desirable to reconcile production and conservation objectives, despite the challenges. Among these, landscape-scale planning stands out, due to the high fragmentation of the forest area, that can be circumvented through forest owners associations. Forest certification is also useful, as it promotes good practices, contributing to increase the productivity and the environmental performance of plantations. Other relevant contributions are the corporate commitment by the pulp and paper industry and investment in research and development.

Key Words: Natural forests, win-win ecology, specific wealth, ecosystem services, protected areas, forest certification

Les plantations d'eucalyptus sont-elles une menace pour la biodiversité, au Portugal?

Résumé. Le déclin mondial de la biodiversité est un des plus grands défis actuellement. Les plantations forestières, telles que l'eucalyptus, contribuent au développement socio-économique, mais sont associées à des niveaux de biodiversité inférieurs à ceux des forêts naturelles. La simplification structurelle des plantations intensives, leur homogénéité et l'occurrence de perturbations régulières, dues à des cycles d'exploration courts, ressortent la biodiversité. De plus, la présence d'eucalyptus dans certains *habitats* sensibles, comme les zones riveraines, a un effet négatif direct sur la biodiversité et le fonctionnement de ces écosystèmes. Cependant, il n'est pas correct d'appeler les plantations de eucalyptus de "déserts verts". Plusieurs études ont documenté des niveaux appréciables de biodiversité dans les arbres d'eucalyptus et que cela peut être favorisé dans les plantations et à l'échelle du paysage. L'histoire de la forêt portugaise est marquée par des millénaires d'utilisation intensive du territoire, qui ont eu un effet profond sur la forêt indigène. Au milieu du XIXe siècle, la superficie forestière ne correspondait qu'à 7% du territoire, s'étant rétablie aux 36% actuels grâce à diverses campagnes de boisement au cours du XXe siècle. L'expansion de la zone d'eucalyptus au Portugal a été intense dans les années 1980 et 1990, occupant principalement des zones

abandonnées ou non rentables. Parallèlement, en 1970, les bases de la création de parcs et autres réserves naturelles sont posées. Actuellement, le réseau national des aires protégées et les *habitats* couverts par le réseau Natura 2000 occupent respectivement environ 9% et 20% du territoire national. Bien qu'il existe des lacunes dans le degré de protection offert par ces espaces, ils sont considérés comme adéquats pour prioriser les efforts de conservation. Dans le reste du territoire, il est souhaitable de concilier les objectifs de production et de conservation, malgré les défis. Parmi celles-ci, la planification à l'échelle du paysage se démarque, en raison de la forte fragmentation de l'espace forestier, qui peut être minimisée par des associations de producteurs. La certification forestière est également utile, car elle promeut les bonnes pratiques, contribuant à augmenter la productivité et la performance environnementale des plantations. D'autres contributions pertinentes sont l'engagement corporatif de l'industrie des pâtes et papiers et l'investissement dans la recherche et développement.

Mots-clés: Forêts naturelles, *win-win ecology*, richesse spécifique, services écosystémiques, aires protégées, certification forestière

Porque é importante a biodiversidade?

O conceito de biodiversidade é amplamente usado mas difícil de definir (SWINGLAND, 2013). Na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, em janeiro de 1992, a biodiversidade foi definida como "*a variabilidade entre organismos vivos de todas as fontes, incluindo, entre outros, ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos, e os complexos ecológicos dos quais eles fazem parte: isso inclui a diversidade dentro das espécies, entre as espécies e dos ecossistemas*", englobando diferentes escalas, desde o gene à totalidade da biosfera. As métricas de avaliação podem também ser diversas, seja em número de espécies (ou riqueza específica), abundância, raridade, biomassa ou impacto no *habitat* (SWINGLAND, 2013).

Independentemente do consenso face à sua definição, sabe-se que a biodiversidade global está a decrescer como resultado da destruição de *habitats*, da proliferação de espécies invasoras, da sobre-exploração de recursos, da poluição ou das alterações climáticas (ONU, 2019; FAO e UNEP, 2020; WWF, 2020). Segundo a ONU (2019), estima-se que o risco de extinção de espécies se agravou em cerca de 10% nos últimos 25 anos. O *Living Planet Index*, que acompanha a abundância das populações de milhares de espécies de vertebrados, assinala um declínio médio de 68% no tamanho das populações entre 1970 e 2016, particularmente pronunciado na América do Sul e Central. Na região Paleártica, o declínio foi substancialmente inferior (24%), mas ainda assim relevante (WWF, 2020).

É inegável que o desenvolvimento das civilizações, ao longo de milhares de anos, causou redução da biodiversidade. Por seu lado, esta é a base de muitas funções dos ecossistemas de que a humanidade depende (NAEEM *et al.*, 2016). Mas serão o progresso das sociedades humanas e a conservação da natureza mutuamente exclusivos? Para encontrar uma resposta mais abrangente para esta questão, foi criado o conceito de ecologia de reconciliação (ou *win-win*

ecology), cujo objetivo é encontrar formas mutuamente benéficas de coexistência dos humanos com as outras espécies (NIESENBAUM, 2019). Nesta lógica, os esforços de conservação têm de ser equilibrados com aspetos económicos e outras medidas de sucesso social (NIESENBAUM, 2019; FAO e UNEP, 2020). Para tal, é necessário trazer para as agendas políticas objetivos sensatos, quantificando os impactes positivos e negativos dos processos naturais e antropogénicos e priorizando-os de acordo com o seu grau de multifuncionalidade para os vários objetivos (potencialmente conflitantes) que se pretende atingir (VAN DER BIEST *et al.*, 2020).

As plantações de eucalipto e a biodiversidade

As florestas naturais, entendidas como florestas compostas por espécies nativas, com ou sem algum nível de intervenção humana, são cruciais para a biodiversidade, suportando, a nível global, cerca de dois terços das espécies terrestres (GARDNER, 2010). É também amplamente reconhecido que as plantações florestais têm menos biodiversidade do que as florestas naturais (e.g. VALDUGA *et al.*, 2016; BROCKERHOFF *et al.*, 2017). No entanto, é importante distinguir a escala do povoamento da escala da paisagem, já que uma paisagem heterogénea tende a favorecer a biodiversidade (BROCKERHOFF *et al.*, 2017).

No Quadro 1 apresenta-se um conjunto de estudos nos quais foram comparadas as riquezas específicas (número total de espécies) de alguns grupos de organismos, em florestas naturais e em plantações de eucalipto, na Península Ibérica. Nestes estudos, as plantações de eucalipto têm riqueza específica inferior à das florestas naturais na ordem dos 30%, em média, variando entre -91% (líquenes em plantações jovens) e +21% (formigas). Ou seja, as plantações de eucalipto estão longe de ser desprovidas de vida selvagem, não sendo correto apelidá-las de "desertos verdes" (GARDNER, 2010).

Os padrões de ocorrência de diferentes grupos de organismos são também afetados pela idade das plantações de eucalipto. Por exemplo, os morcegos apresentaram maior atividade em eucaliptais maduros do que em eucaliptais jovens (CRUZ *et al.*, 2015b). No caso das aves e dos líquenes, o padrão de ocorrência em eucaliptais jovens foi mais próximo do que ocorre em zonas de matos, enquanto em eucaliptais maduros se assemelharam mais aos das florestas naturais (CALVIÑO-CANCELA, 2013; CALVIÑO-CANCELA *et al.*, 2013). Já a diversidade de plantas foi menor em plantações de idades intermédias. Acresce que nas plantações jovens predominavam plantas comuns enquanto nas plantações maduras a composição florística era mais complexa (CALVIÑO-CANCELA, 2012).

A redução da biodiversidade dentro das plantações resulta não só da simplificação estrutural decorrente da silvicultura, mas também da homogeneidade na idade das árvores e da ausência de árvores mortas ou antigas (VALDUGA *et al.*, 2016; GODED *et al.*, 2019; MILHEIRAS *et al.*, 2020). Por exemplo, as plantações comerciais de eucalipto são pouco usadas por aves de rapina para nidificação, devido ao crescimento apurado dos eucaliptos, sem suporte adequado para a construção dos ninhos. No entanto, eucaliptos antigos, de médio a grande porte, podem ser importantes para espécies como a Águia-de-bonelli (*Aquila fasciata*) (FERREIRA, 2011), o Açor (*Accipiter gentilis*) (GARCÍA-SALGADO *et al.*, 2018) ou o Gavião (*Accipiter nisus*) (GODED *et al.*, 2019). De facto, os eucaliptais podem funcionar como *habitats* complementares para espécies típicas de floresta, que não sobrevivem em *habitats* exclusivamente abertos. Podem ainda aumentar a conectividade entre áreas de floresta natural, à escala regional, ou funcionar como zonas tampão entre áreas agrícolas e florestas naturais (GARDNER, 2010; GRAHAM *et al.*, 2017).

A maioria dos estudos sobre o impacto das plantações de eucalipto na biodiversidade tem-se focado nas espécies mais emblemáticas ou facilmente reconhecíveis, como aves, mamíferos ou plantas. Grupos como invertebrados ou

fungos são menos estudados, não obstante a sua contribuição para a biodiversidade global e a sua importância para o funcionamento dos ecossistemas. Ainda assim, começam a surgir os primeiros levantamentos sistemáticos em Portugal (Quadro 1). Estudos com colêmbolos, pequenos invertebrados que se alimentam de detritos e são considerados bons indicadores da qualidade do solo pelo seu papel na reciclagem de nutrientes (BOENO *et al.*, 2020), identificaram menor diversidade em alguns eucaliptais, quando comparados com povoamentos de outras essências florestais, mas nem sempre com redução no número de indivíduos (BARROCAS *et al.*, 1998; SOUSA *et al.*, 2000; BOENO *et al.*, 2020). Aliás, esta tendência de decréscimo da diversidade e/ou riqueza específica nos eucaliptais nem sempre ocorre, dependendo muito das práticas de gestão silvícola adotadas. Práticas mais intrusivas, que levem à destruição do subcoberto, ou práticas de mobilização intensiva do solo têm um efeito negativo, enquanto medidas de gestão menos intrusivas, que mantenham o subcoberto, a folhada e resíduos do corte à superfície do solo, não originam estes efeitos, podendo até promover um incremento dos descritores de biodiversidade (SOUSA *et al.*, 2000).

Em síntese, os diversos estudos indicam que, mais do que as características específicas do eucalipto, os impactos sobre a biodiversidade são devidos aos modelos de silvicultura usados na gestão dos eucaliptais, focados na maximização do potencial produtivo, com ciclos de exploração curtos e perturbações regulares.

Já nos ecossistemas ribeirinhos, está bem documentado que a plantação de eucaliptos nas galerias ripícolas tem efeitos negativos, com impacto sobre o funcionamento destes ecossistemas, alterando a quantidade, qualidade, sazonalidade e taxa de decomposição dos detritos, e reduzindo a diversidade das comunidades de invertebrados (ABELHO e GRAÇA, 1996; CANHOTO e GRAÇA, 1996; LARRAÑAGA *et al.*, 2009; CORDERO-RIVERA *et al.*, 2017; FERREIRA *et al.*, 2019).

Quadro 1 - Riqueza específica de alguns grupos de fauna e flora, em floresta natural e em plantações de eucalipto, em trabalhos científicos realizados na Península Ibérica (os valores indicados referem-se ao número total de espécies encontradas em cada estudo, não tendo em consideração a sua abundância relativa)

Grupo taxonómico	Floresta natural	Plantação de eucalipto	Referências
Anfíbios	7	5	MATOS (2011)
	6	6	CRUZ <i>et al.</i> (2015a)
Artrópodes	224	189	SILVA <i>et al.</i> (2019)
	49	36	BARROCAS <i>et al.</i> (1998) ¹
	28	34	CAMMELL <i>et al.</i> (1996) ²
Aves	37	34	GODED <i>et al.</i> (2019)
	27	24	PROENÇA <i>et al.</i> (2010)
	32	12-14	CALVIÑO-CANCELA (2013) ³
	30	17	BAS LÓPEZ <i>et al.</i> (2018)
	27	23	MATOS (2011)
	39	17	ARAÚJO (1995)
	16 (P) / 13 (I)	7 (P) / 9 (I)	TELLERÍA E GALARZA (1990) ⁴
	31	19	SILVA <i>et al.</i> (2019)
Fungos	81	52	SILVA <i>et al.</i> (2019)
Líquenes	45	4-28	CALVIÑO-CANCELA <i>et al.</i> (2013) ³
Mamíferos	22	21	MATOS (2011)
	25	20	SILVA <i>et al.</i> (2019)
	10	7-10	CRUZ <i>et al.</i> (2015b) ^{3,5}
Plantas	31	27	GODED <i>et al.</i> (2019)
	84	49	PROENÇA <i>et al.</i> (2010)
	37	19-34	CALVIÑO-CANCELA <i>et al.</i> (2012) ³
	98	53	BAS LÓPEZ <i>et al.</i> (2018)
	143	92	SILVA <i>et al.</i> (2019)

¹ Estudo referente apenas a colêmbolos.

² Estudo referente apenas a formigas.

³ Estudos em que foram avaliadas plantações de eucalipto com diferentes idades.

⁴ O primeiro valor é relativo à riqueza específica na Primavera (P) e o segundo à riqueza específica no Inverno (I).

⁵ Estudo referente apenas a morcegos.

As plantações florestais e os serviços dos ecossistemas

Dados empíricos e teóricos suportam a relação entre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas, apesar de haver ainda muitas falhas de conhecimento nesta interação (NAEEM *et al.*, 2016). As florestas fornecem uma vasta gama de serviços dos ecossistemas (i.e. benefícios para a humanidade), como a criação de *habitats*, a purificação do ar e da água, a prevenção da erosão ou o sequestro de carbono (GARDNER, 2010; MULDER *et al.*, 2015; DAI *et al.*, 2017; BROCKERHOFF *et al.*, 2017).

Genericamente, a contribuição das florestas naturais para os serviços dos ecossistemas é maior do que a das plantações florestais, onde se incluem os eucaliptais (BARAL *et al.*, 2016; DAI *et al.*, 2017; BROCKERHOFF *et al.*, 2017). No entanto, as plantações têm contribuições importantes, como a produção de madeira, o sequestro de carbono (com consequências positivas ao nível da mitigação dos efeitos das alterações climáticas) ou a prevenção da erosão (Quadro 2, BARAL *et al.*, 2016; GHAZOUL *et al.*, 2019). Já por comparação com *habitats* não florestais, como pastagens, zonas agrícolas ou zonas de matos, a provisão de serviços dos ecossistemas das florestas plantadas é superior em diversas componentes de produção e regulação (Quadro 2, BARAL *et al.*, 2016).

No caso particular dos eucaliptais, outros exemplos de serviços dos ecossistemas incluem a utilização das flores dos eucaliptos, que são uma importante fonte de néctar para a produção de mel em Portugal (SILVA *et al.*, 2009; FEÁS *et al.*, 2010) e, na ausência de florestas naturais, o papel dos eucaliptais como *habitats* complementares para espécies com interesse cinegético, como os veados (ROBALO e BORRALHO, 1997; BUGALHO, 2009).

Quadro 2 - Serviços dos ecossistemas (SE) fornecidos pelas plantações geridas intensivamente e comparação relativamente a florestas naturais e outros usos do solo (+: superior; -: inferior; =: equivalente; adaptado de BARAL *et al.*, 2016)

Serviços dos Ecossistemas	Fornecimento de SE das florestas plantadas ¹ em relação a:			
	Florestas naturais	Pastagens e matos naturais	Pastagens artificiais	Agricultura
Serviços de Produção				
Alimento	-	-	=	-
Madeira	+	+	+	+
Medicamentos	-	-	+	+
Água potável	-	+	-	+
Serviços de Regulação				
Filtragem do ar	-	+	+	+
Sequestro de carbono	+	+	+	+
Abastecimento de lençóis freáticos	-	-	-	+
Regulação de riscos naturais	-	+	+	+
Purificação da água	-	-	+	+
Regulação de doenças	-	?	+	+
Polinização	-	-	-	+
Fornecimento de <i>habitats</i>	-	-	+	+
Prevenção da erosão e proteção do solo	=	-	+	+
Serviços Culturais				
Valores espirituais e religiosos	-	-	?	?
Valores estéticos	-	-	?	?
Recreação e ecoturismo	-	?	+	+

¹ Inclui diversas essências florestais, não se restringindo especificamente às plantações de eucalipto.

Áreas protegidas e florestas plantadas: dois elementos chave na proteção da biodiversidade

A maioria da população humana, hoje urbana, interage esporadicamente com o espaço rural e tem um baixo sentimento de dependência em relação aos recursos naturais. Os bens vêm das prateleiras dos supermercados e armazéns, em quantidades ilimitadas, e há a percepção de que as florestas devem ser selvagens e misteriosas (PÖTZELSDERGER, 2018). De facto, os esforços de conservação no século XX focaram-se primariamente em preservar paisagens libertas de influência humana e em evitar a perda de biodiversidade (SCHLAEPFER, 2018). Para além de esta abordagem se ter revelado insuficiente, ignora frequentemente ecossistemas diversos e ricos em endemismos que foram moldados pela ação humana (BUGALHO *et al.*, 2011).

No panorama mundial, continua a assistir-se à destruição de florestas naturais, mas a tendência das últimas décadas é também de aumento da área dedicada à conservação da biodiversidade (FAO, 2016). Globalmente, 18% das florestas (mais de 700 milhões de hectares), encontram-se já em áreas de conservação legalmente protegidas, embora alguns ecossistemas não estejam ainda suficientemente abrangidos (FAO e UNEP, 2020).

As florestas plantadas têm um papel chave para a conservação da natureza ao reduzirem a extração de madeira nas florestas naturais e produzirem benefícios socioeconómicos para as populações, contribuindo assim, se devidamente planeadas, para configurações de paisagem sustentáveis (WWF, 2007; FAO, 2016; GODED *et al.*, 2019; MILHEIRAS *et al.*, 2020). A oferta de madeira a partir de florestas naturais atingiu o seu pico por volta de 1989, e desde então tem estado em declínio, em grande medida pela contribuição das florestas plantadas para a provisão de madeira (WARMAN, 2014). BUONGIORNO e ZHU (2014) estimaram que as plantações florestais reduziram a extração de madeira a partir de florestas naturais em 26%.

Em Portugal, a realidade florestal tem diferenças substanciais. A atividade agrícola, a utilização de madeira e o recurso ao fogo para criação de pastagens ao longo de milénios, associados ao clima mediterrânico com uma estação seca, relevo acidentado e solos pobres, tiveram um efeito profundo sobre a floresta nativa, originalmente dominada por carvalhos, sobreiros e azinheiras (BLONDEL, 2006; FABIÃO e OLIVEIRA, 2006; AGUIAR e PINTO, 2007; CORREIA *et al.*, 2009). De facto, em meados do século XIX, o território era dominado por incultos, pousios e charnecas (DEVY-VARETA, 2003), sendo a área florestal de apenas 630 mil hectares (7% do território), sobretudo montado de sobro e azinho e pinhal (RADICH e BAPTISTA, 2005).

Tal como noutros países da bacia do Mediterrâneo, a reflorestação foi conseguida através de plantação (MEYFROIDT e LAMBIN, 2011), concretizada em grande medida através do Regulamento para a execução do regime florestal, de 24 de dezembro de 1903, e da Lei do Povoamento Florestal, de 15 de junho de 1938 (DEVY-VARETA, 2003; RADICH e BAPTISTA, 2005). Até ao início da década de 1980, a área florestal aumentou para 3.024 mil hectares, através da expansão das áreas de montado, no Sul, e de pinheiro-bravo, no Centro e Norte (RADICH e BAPTISTA, 2005). A expansão das plantações de eucalipto acentuou-se a partir desta altura e até meados da década de 1990, impulsionada, na sua maioria, por pequenos proprietários e, em menor medida, pelas empresas de pasta e papel (DEUS *et al.*, 2018). Na sua maioria, as plantações de eucalipto vieram ocupar áreas agrícolas abandonadas ou pouco rentáveis e substituíram áreas de pinheiro-bravo (MENDES *et al.*, 2004). Ainda assim, até à publicação do Decreto-Lei n.º 175/88 de 17 de maio, não foram raros os casos de estabelecimento de eucaliptais em áreas de floresta autóctone, como montados (COSTA *et al.*, 2013). Em 2015, ano do último Inventário Florestal Nacional, a área de floresta em Portugal correspondia a 3.224 mil hectares (36% do território), dos quais cerca de 26% eram eucaliptais (9% do território) (Figura 1, ICNF, 2019).

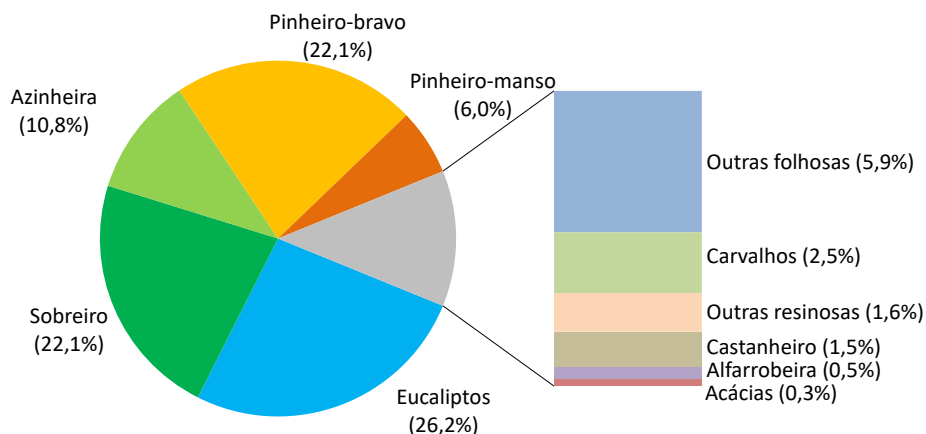


Figura 1 - Área ocupada (em percentagem) pelas principais espécies florestais, em Portugal, em 2015 (outras folhosas: faia, bétula ou bidoeiro, salgueiros, ulmeiros, choupos, amieiros, freixos e outras; outras resinosas: pinheiro-silvestre, pinheiro-de-Alepo, pseudotsuga, ciprestes, cedros e outras. Fonte: ICNF, 2019)

Foi neste contexto que, em 1970, foi formalmente reconhecida a importância da proteção da natureza em Portugal, através da Lei n.º 9/70 de 19 de junho, que estabeleceu a criação de parques nacionais e outros tipos de reservas. No ano seguinte, é criado o Parque Nacional da Peneda-Gerês (SILVA, 2000). Ao contrário do que ocorre em países com áreas selvagens extensas, em Portugal, a elevada densidade populacional levou a que se criassem áreas protegidas não só para preservar valores naturais, mas também modos de vida tradicionais, especialmente em meios rurais, onde fosse patente o equilíbrio entre a ação do Homem e a natureza (SILVA, 2000). Atualmente, a Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP) estende-se por 837 mil hectares, 23% dos quais florestas, e ocupa 9,1% do território nacional (ICNF, 2018). É ainda de destacar, entre outros mecanismos, a Rede Natura 2000 (RN2000), que visa a conservação de um elevado número de espécies e *habitats* florestais. No total, são abrangidos pela

RN2000 quase 1,9 milhões de hectares (EEA, 2019a), que correspondem a cerca de 20% da área terrestre de Portugal Continental (Figura 2, ICNF, 2018).

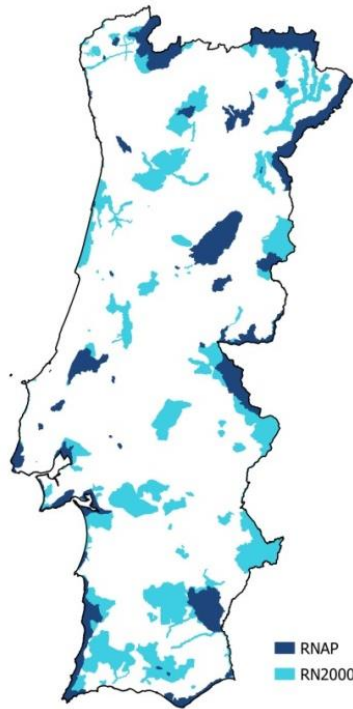


Figura 2 - Distribuição geográfica, em Portugal Continental, da área terrestre ocupada pela Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP) e pela Rede Natura (RN2000) (Fonte: <https://www.icnf.pt/>)

Importa notar que, apesar de a Península Ibérica corresponder a apenas cerca de 6% da área da Europa e de estar sob influência humana há milhares de anos, alberga cerca de 50% das espécies de plantas e vertebrados terrestres e mais de 30% das espécies endémicas deste continente (ARAÚJO *et al.*, 2007). Não é assim de menosprezar a importância da preservação integral dos ecossistemas naturais, mesmo admitindo que existem num contexto de paisagens humanizadas. Acresce que, num ambiente em constante mudança, núcleos de

floresta natural podem aumentar a resiliência dos ecossistemas e ser reservatórios saudáveis de espécies que podem recolonizar florestas em regeneração (MILHEIRAS *et al.*, 2020).

Segundo ARAÚJO *et al.* (2007), as áreas protegidas existentes albergam entre 73 e 98% da biodiversidade existente na Península Ibérica, e podem ser usadas para priorizar os esforços de conservação. Num estudo que avalia a eficácia da RN2000 para abranger os *habitats* de espécies ameaçadas, a nível Europeu, TROCHET e SCHMELLER (2013) chegaram a conclusões semelhantes, considerando que apenas 10% das espécies de mamíferos, aves e répteis não teriam ainda suficiente proteção. Ainda assim, vários fatores contribuem para a degradação, fragmentação e perda de *habitats*, em particular as espécies invasoras, a agricultura intensiva, o desenvolvimento urbanístico e as alterações climáticas, sobretudo nas regiões mais industrializadas (TROCHET e SCHMELLER, 2013; EEA, 2019b). De entre os fatores referidos, a área ocupada por espécies invasoras do género *Acacia*, embora ainda relativamente modesta (estimada em 8,4 mil hectares, ou seja, 0,3% da área florestal), causa preocupação pela rapidez da sua expansão, com um aumento médio na ordem dos 30% por ano, entre 1995 e 2015 (ICNF, 2019). Também a área destinada ao desenvolvimento urbanístico tem vindo a aumentar (Figura 3), realçando a importância de conciliar as vantagens socioeconómicas do turismo em áreas protegidas, muito procuradas pelo seu valor paisagístico, com a preservação dos valores naturais (SILVA, 2000).

Tal como noutras partes do mundo, a importância económica do eucalipto leva a que sejam feitos esforços para conciliar as plantações com os objetivos de conservação (DEUS *et al.*, 2018). O setor florestal em Portugal é responsável pela criação de valor acrescentado, pela exportação de bens transacionáveis, pela criação de emprego (com grande número de agentes envolvidos na produção, transformação e comercialização dos seus produtos) e pelo papel como agente dinamizador de zonas desfavorecidas (AIFF, 2013). O setor da pasta e papel, em

concreto, tem uma contribuição de 4,35% do total das exportações de bens, cujo saldo da balança comercial representa 0,64% do Produto Interno Bruto de Portugal (CELPA, 2020).

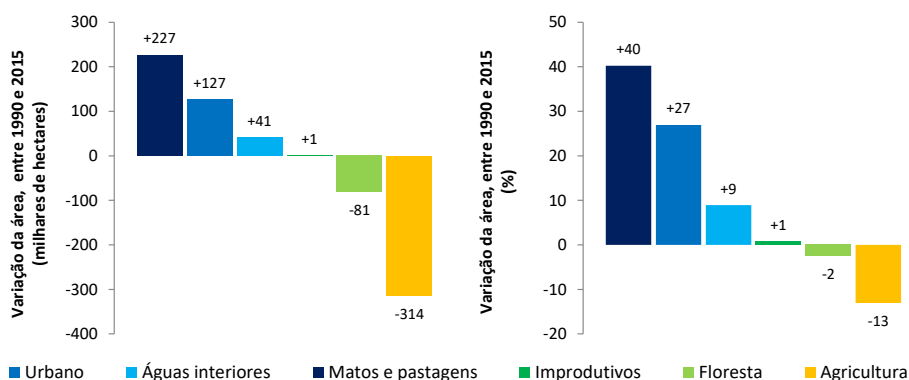


Figura 3 - Variação da área dos principais usos do solo, em Portugal, entre 1995 e 2015 (Fonte: ICNF 2019)

Para o proprietário florestal, na ausência de incentivos públicos, a plantação de eucalipto é frequentemente a única opção economicamente viável, por comparação com outras espécies florestais, como o pinheiro-bravo ou sobreiro (MENDES *et al.*, 2004). Por exemplo, no caso do sobreiro, um investimento só é viável se for garantido o financiamento da instalação do povoamento e a sua sobrevivência durante os primeiros 30 anos (PINHEIRO *et al.*, 2008). Também a área mínima para assegurar a rentabilidade de um povoamento é menor para o eucalipto (PINHEIRO *et al.*, 2008), aspeto particularmente importante em Portugal, onde a área florestal é extremamente fragmentada e dominada por minifúndios.

Na prática, são necessárias ferramentas concretas para conciliar os objetivos de produção e de conservação da natureza, entre as quais se destaca a certificação florestal, discutida de seguida. Não obstante os desafios, nas palavras de WILSON (2003), há quase duas décadas, mas ainda atuais, "*chegou a*

altura [...] de a indústria de extração de madeira mudar para o cultivo de árvores em áreas já convertidas. O cultivo de madeira e fibra deve ser conduzido como o agronegócio, usando espécies e variedades de elevada qualidade e crescimento rápido, para maior produtividade e lucro". Por outras palavras, a silvicultura tem de ser uma atividade rentável, de modo que uma parte dos benefícios económicos possa depois ser direcionada para a conservação da biodiversidade, para estudos nos campos da ecologia ou da biotecnologia, ou para o aproveitamento de outros serviços dos ecossistemas, como o armazenamento de carbono (WILSON, 2003; WARMAN, 2014).

Boas práticas florestais para preservar a biodiversidade: o papel da certificação florestal

No passado, a conservação da natureza foi por vezes apontada como um fator que condicionava o desenvolvimento (SILVA, 2000), mas o paradigma atual de desenvolvimento sustentável veio contrariar esta ideia. Admitindo que a maioria das operações silvícolas tem impactes negativos sobre a biodiversidade, estes podem ser minimizados ao adotar boas práticas (ARAÚJO, 1995; CALVIÑO-CANCELA *et al.*, 2012). Num trabalho de revisão que abrangeu 152 artigos científicos, VALDUGA *et al.* (2016) referiram práticas de gestão florestal inadequadas em dois terços dos estudos onde foram identificados efeitos negativos das plantações de eucalipto sobre os ecossistemas naturais.

Os esquemas de certificação têm tido um papel basilar na promoção das boas práticas florestais, contribuindo simultaneamente para o aumento da produtividade e do desempenho ambiental das plantações de eucalipto (SILVA e TOMÉ, 2016). A nível mundial, destacam-se o FSC® (*Forest Stewardship Council*® - FSC® N003336) e o PEFC (*Programme for the Endorsement of Forest Certification*). Entre os princípios que governam a sua atuação, incluem-se a proteção dos serviços dos ecossistemas e dos valores ambientais e a mitigação de impactes

negativos, quando não possam ser completamente evitados (FSC, 2015; PEFC, 2018). As orientações adotadas incluem uma vasta gama de medidas que promovem a manutenção, conservação, restauro ecológico e valorização dos ecossistemas e das espécies, com particular destaque para espécies e genótipos nativos e/ou raros, sem negligenciar as necessidades das comunidades locais e os valores culturais (FSC, 2015; PEFC, 2018).

Um dos conceitos centrais da estratégia de proteção da biodiversidade é o de Altos Valores de Conservação (AVC), designação criada pelo FSC em 1999, e que se refere a atributos biológicos, ecológicos, culturais e sociais de extrema importância que se encontram no espaço florestal. O conceito tem vindo a ser adotado por diversas entidades com envolvimento na conservação da natureza e no desenvolvimento sustentável, desde produtores privados a decisores políticos e organizações não-governamentais (WWF, 2007). Em Portugal, os exemplos mais emblemáticos de AVC são os montados tradicionais, contínuos e em bom estado de conservação, de sobro (e.g. charnecas do Tejo e do Sado) e azinho (e.g. Vale do Guadiana). Estes são importantes para a biodiversidade, fontes de rendimento para as populações locais e fornecedores de outros serviços dos ecossistemas, como a regulação do ciclo da água e a proteção contra a erosão (WWF, 2007). O conceito de AVC é igualmente verificável na certificação PEFC através das Áreas Ecologicamente Importantes, que reúnem os mesmos atributos especiais em termos de biodiversidade e populações locais.

A proteção de *habitats* estratégicos ou elementos desses *habitats* pode ter efeitos benéficos ao nível do funcionamento dos ecossistemas em paisagens humanizadas. A preservação de árvores antigas é um exemplo, pois estas, mesmo existindo de forma isolada ou em pequenos núcleos, são importantes para a fauna selvagem (e.g. nidificação, *habitat*) (LINDENMAYER, 2017). Outro exemplo é o das galerias ripícolas, cujas comunidades se sabe serem afetadas pela presença de eucaliptos. Segundo CORDERO-RIVERA *et al.* (2017), se a vegetação ripícola for integralmente preservada e se as bacias hidrográficas

retiverem mais de um terço de florestas naturais, é expectável que as comunidades ripícolas não sejam significativamente afetadas. Um terceiro exemplo é a manutenção de vegetação nativa em subcoberto, apontada por VALDUGA *et al.* (2016) como o fator que mais contribui para a preservação da biodiversidade em plantações de espécies não-nativas, como eucaliptos e pinheiros, no Brasil. Em Portugal, estudos recentes em eucaliptais indicaram que a presença de plantas como urzes ou tojos promovem a ocorrência de pequenos mamíferos (CARRILHO *et al.*, 2017; TEIXEIRA *et al.*, 2017). No entanto, a preservação de vegetação em subcoberto entra em conflito com as estratégias de redução da perigosidade de incêndio, pelo que é necessário encontrar soluções de compromisso ao nível da gestão florestal.

Organizações não-governamentais e gestores florestais têm implementado medidas de compatibilização das funções produtivas da floresta com a conservação das aves de rapina mais sensíveis à perturbação humana, como a Águia-de-bonelli ou o Açor, com sucesso ao nível da reprodução destas espécies (N. RICO, observação pessoal). São exemplo destas medidas a preservação de manchas de vegetação com árvores de nidificação existentes e potenciais, a delimitação de áreas de proteção em redor dos ninhos e o desfasamento das atividades florestais relativamente aos períodos críticos de nidificação (PALMA e CANGARATO, 2011).

Em síntese, em áreas com forte intervenção humana, como ocorre em Portugal, os ecossistemas naturais podem ser vistos como fragmentos de *habitat* rodeados por uma matriz de áreas urbanizadas, terrenos agrícolas e plantações florestais, integrados num mosaico paisagístico (CALVIÑO-CANCELA *et al.*, 2012). Elementos como a vegetação ripícola ou manchas de vegetação nativa são valiosos para a conservação da biodiversidade e devem ser protegidos e restaurados. Também a criação de mosaicos de plantações com espécies florestais distintas e de várias idades contribui para a diversificar os

ecossistemas, aumentando o seu valor de conservação (CARNUS *et al.*, 2006; BROCKERHOFF *et al.*, 2017).

Desafios para o futuro: temos razões para ser otimistas?

Há impactes negativos sobre a biodiversidade associados às plantações, e os eucaliptais não são exceção. No entanto, na visão de BARAL *et al.* (2016), estes não são problemas das florestas plantadas *per se*, mas sobretudo falhas no planeamento, gestão florestal e envolvimento das comunidades no delineamento e desenvolvimento da estrutura fundiária. Os desafios à compatibilização dos objetivos de produção de eucalipto e de conservação da biodiversidade são múltiplos. O conhecimento atualmente disponível sugere que dispomos das ferramentas adequadas para identificar e atuar, de modo a garantir que as plantações não constituam, no presente e no futuro, uma ameaça à biodiversidade em Portugal.

O **planeamento à escala da paisagem** exige a negociação de um conjunto comum de objetivos bem como uma matriz de responsabilidades partilhadas entre as partes interessadas (CARVALHO-RIBEIRO *et al.*, 2010). Em Portugal, mais de 90% da área florestal é detida por proprietários privados e é extremamente fragmentada, num total de 11,7 milhões de prédios rústicos (ICNF, 2018). Estima-se ainda que 20% do território não possui dono ou que este é desconhecido (ICNF, 2018). Entende-se assim que a resolução de conflitos de interesses entre objetivos de produção e conservação seja um dos maiores desafios na implementação de medidas de promoção da biodiversidade (DEUS *et al.*, 2018). Neste contexto, o associativismo, através das organizações de produtores florestais é um elemento essencial para a prossecução de uma política florestal sustentável e economicamente viável, principalmente nas zonas de minifúndio. De um ponto de vista do conhecimento científico, sabe-se que as espécies interagem no espaço e no tempo e que há fluxos entre *habitats* (TRUCHY

et al., 2015), mas qual a escala relevante e como definir as configurações de paisagem mais benéficas (MULDER, 2015; ÓSOVIĆ *et al.*, 2020)?

O **compromisso corporativo por parte da indústria da pasta e papel** pode ser decisivo, através de políticas que favoreçam e valorizem a aquisição de matérias-primas certificadas junto dos seus fornecedores, de cooperação com a administração pública para recuperar áreas degradadas, do fomento de alianças com os produtores florestais e da criação de programas de formação e sensibilização sobre silvicultura sustentável (BOIRAL e HERAS-SAIZARBITORIA, 2017). A estas questões acresce o investimento na diversificação de produtos de elevado valor num cenário de alterações climáticas (NIESENBAUM, 2019), como a aposta em biorrefinarias de base florestal para extração de compostos químicos, nomeadamente a partir de matérias-primas atualmente subaproveitadas, como a casca do eucalipto (RODRIGUES *et al.*, 2018).

Com o acumular de conhecimento científico, existem cada vez mais evidências de que as opções de gestão florestal podem resultar em sinergias e compromissos benéficos (DAI *et al.*, 2017). A **certificação florestal** é uma ferramenta poderosa para se generalizar a adoção de boas práticas. Para além dos ganhos ambientais e em produção de madeira, os produtos certificados possibilitam o acesso aos mercados internacionais, mais exigentes, com maior valor acrescentado (SILVA e TOMÉ, 2016). Em Portugal, a área de florestas certificada tem vindo a aumentar. Em abril de 2020, cerca de 480 mil hectares tinham certificação FSC, dos quais cerca de metade correspondia a áreas de eucaliptal (<https://pt.fsc.org/>), enquanto a certificação PEFC abrangia cerca de 280 mil hectares, dos quais 65% eram áreas de eucaliptal (<https://www.pefc.pt/>).

A adesão a esquemas de certificação permitiu também melhorar o conhecimento, ao tornar obrigatória a **monitorização dos impactes ambientais** das plantações. Ainda assim, muitos trabalhos acabam por não ser publicados, o que remete para a importância de aumentar as interações entre a academia e a

fileira florestal na produção e disseminação do conhecimento (VALDUGA *et al.*, 2016). Questões importantes incluem também a definição de quais os indicadores biológicos e ecológicos mais adequados. Alguns dos organismos que fornecem informação mais precisa exigem conhecimento especializado, não sendo por isso práticos para uso generalizado. Outros, como as comunidades microbianas, são pouco conhecidos, não estando estabelecida relação entre biodiversidade e o funcionamento das comunidades (MULDER, 2015; ÓSOVIĆ *et al.*, 2020).

Para além de todas as dificuldades enfrentadas pelos produtores florestais devido ao abandono rural ou aos incêndios florestais (SILVA e DEUS, 2018), uma das incertezas para o futuro prende-se com a provável **redução da área com aptidão para a cultura do eucalipto** durante as próximas décadas, como consequência das alterações climáticas (DEUS *et al.*, 2018). Se não estiverem disponíveis alternativas, como eucaliptos mais resistentes à secura ou outras espécies florestais, é provável que uma parte das atuais plantações venha a ser abandonada. Sem valor económico e com baixo valor para a conservação (DEUS *et al.*, 2018), e não obstante a sua utilização por algumas espécies nativas, será importante definir condições para assegurar a recuperação destas áreas.

As abordagens de gestão modernas devem ainda reconhecer que os sistemas naturais do passado estão em constante mudança, impulsionada por agentes como a pressão humana ou as alterações climáticas (DAVIS *et al.*, 2011). As espécies não-nativas, como o eucalipto, têm sido acusadas de causar a extinção de espécies nativas e de genericamente poluírem o ambiente. Sendo certo que há lacunas no conhecimento científico sobre o efeito das plantações florestais nos padrões e processos ecológicos das espécies nativas que urge colmatar, esta visão inicial tem influenciado negativamente a forma como a opinião pública, conservacionistas, gestores e decisores políticos têm analisado a relação entre os eucaliptais e os valores de biodiversidade (DAVIS *et al.*, 2011; SCHLAEPFER, 2018).

É ainda de referir que a biodiversidade é uma prioridade na agenda política mundial em matéria ambiental, materializada pela Organização das Nações Unidas através da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável (<https://www.un.org/sustainabledevelopment/development-agenda>). Para a União Europeia, a estratégia para a biodiversidade para 2030, recentemente publicada, elenca um conjunto de objetivos ambiciosos, que abrangem o reforço e alargamento das áreas protegidas, a proteção integral das florestas naturais remanescentes, a recuperação e reflorestação de ecossistemas degradados e o incentivo à adoção de práticas agroflorestais sustentáveis (<https://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/strategy>).

Agradecimentos

Aos Professores Miguel Rosalino (Departamento de Biologia Animal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa), Carlos Fonseca (Centro de Estudos do Ambiente e do Mar, Universidade de Aveiro) e Miguel Bugalho (Centro de Ecologia Aplicada, Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa) pela sua análise crítica e contribuições para o texto.

Bibliografia consultada

- ABELHO, M., GRAÇA, M.A.S., 1996. Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia* **324**: 195-204.
- AGUIAR, C., PINTO, B., 2007. Paleo-história e história antiga das florestas de Portugal continental: até à Idade Média. In *Árvores e florestas de Portugal: floresta e sociedade, uma história comum*. Jornal Público, Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento, Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa, pp. 15-53.
- AIFF, 2013. Uma visão para o sector florestal. Associação para a Competitividade da Fileira Florestal, 86 pp.

- ARAÚJO, M.B., 1995. The effect of *Eucalyptus globulus* Labill. Plantations on biodiversity: a case study in Serra de Portel (South Portugal). Dissertação de Mestrado em Biologia da Conservação, University College London, 62 pp.
- ARAÚJO, M.B., LOBO, J.M., MORENO, J.C., 2007. The effectiveness of Iberian protected areas in conserving terrestrial biodiversity. *Conservation Biology* **21**(6): 1423-2432.
- BARAL, H., GUARIGUATA, M.R., KEENAN, R.J., 2016. A proposed framework for assessing ecosystem goods and services from planted forests. *Ecosystem Services* **22**(B): 260-268.
- BARROCAS, H.M., GAMA, M.M., SOUSA, J.P., FERREIRA, C.S., 1998. Impact of reafforestation with *Eucalyptus globulus* Labill. on the edaphic collembolan fauna of Serra de Monchique (Algarve, Portugal). *Miscellânia Zoológica* **21**(2): 9-23.
- BAS LÓPEZ, S., GUITIÁN, J., SOBRAL, M., 2018. Biodiversidad en plantaciones de eucalipto y en bosques de carballo del sur de Galicia: plantas y aves. *Nova Acta Científica Compostelana* **25**: 71-81.
- BLONDEL, J., 2006. The 'Design' of Mediterranean landscapes: a millennial story of humans and ecological systems during the historic period. *Human Ecology* **34**: 713-729.
- BOENO, D., SILVA, R.F., ALMEIDA, H.S., RODRIGUES, A.C., VANZAN, M., ANDREAZZA, R., 2020. Influence of eucalyptus development under soil fauna. *Brazilian Journal of Biology* **80**(2): 345-353.
- BOIRAL, O., HERAS-SAIZARBITORIA, I., 2017. Best practices for corporate commitment to biodiversity: An organizing framework from GRI reports. *Environmental Science and Policy* **77**: 77-85.
- BROCKERHOFF, E.G., BARBARO, L., CASTAGNEYROP, B., FORRESTER, D.I., GARDINER, B., GONZÁLEZ-OLABARRIA, J.R., LYVER, P.O'B., MEURISSE, N., OXBROUGH, A., TAKI, H., THOMPSON, I.D., VAN DER PLAS, F., JACTEL, H., 2017. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation* **26**: 3005-3035.
- BUGALHO, M., 2009. Ficha do Veado. http://naturlink.pt/article.aspx?menuid=55&cid=4102&bl=1&viewall=true#Go_1 (consultado em 25-02-2021).
- BUGALHO, M.N., CALDEIRA, M.C., PEREIRA, J.S., ARONSON, J., PAUSAS, J.G., 2011. Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* **9**(5): 278-286.
- CALVIÑO-CANCELA, M., RUBIDO-BARÁ, M., VAN ETEN, E., 2012. Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? *Forest Ecology and Management* **270**: 153-162.
- CALVIÑO-CANCELA, M., 2013. Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds. *Forest Ecology and Management* **310**: 692-699.

- CALVIÑO-CANCELA, M., SILANES, M.E.L., RUBIDO-BARÁ, M., URRIBARRI, J., 2013. The potential role of tree plantations in providing habitat for lichen epiphytes. *Forest Ecology and Management* **291**: 386-395.
- CAMMELL, M.E., WAY, M.J., PAIVA, M.R., 1996. Diversity and structure of ant communities associated with oak, pine, eucalyptus and arable habitats in Portugal. *Insectes Sociaux* **43**: 37-46.
- CANHOTO, C., GRAÇA, M.A., 1996. Decomposition of *Eucalyptus globulus* leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. *Hydrobiologia* **333**: 79-85.
- CARNUS, J.M., PARROTTA, J., BROCKERHOFF, E.G., ARBEZ, M., JACTEL, H., KREMER, A., LAMB, D., O'HARA, K., WALTERS, B., 2006. Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry* **104**(2): 65-77.
- CARVALHO-RIBEIRO, S.M., LOVETT, A., O'RIORDAN, R., 2010. Multifunctional forest management in Northern Portugal: Moving from scenarios to governance for sustainable development. *Land Use Policy* **27**(4): 1111-1122.
- CARRILHO, M., TEIXEIRA, D., SANTOS-REIS, M., ROSALINO, L.M., 2017. Small mammal abundance in Mediterranean *Eucalyptus* plantations: how shrub cover can really make a difference. *Forest Ecology and Management* **391**: 256-263.
- CELPA, 2020. Boletim estatístico da Indústria Papeleira Portuguesa – 2019. Associação da Indústria Papeleira, Lisboa, 112 pp.
- CORDERO-RIVERA, A., MARTÍNEZ-ÁLVAREZ, A., ÁLVAREZ, M., 2017. Eucalypt plantations reduce the diversity of macroinvertebrates in small forested streams. *Animal Biodiversity and Conservation* **40**: 87-97.
- CORREIA, A.V., GABRIEL, C., CARVALHO, M., COLAÇO, M.C., 2009. Tenho uma história para contar. In *Floresta, muito mais que árvores - Manual de Educação Ambiental para a Floresta*. Autoridade Florestal Nacional, Lisboa, pp. 21-25.
- ĆOSOVIĆ, M., BUGALHO, M.N., THOM, D., BORGES, J.G., 2020. Stand structural characteristics are the most practical biodiversity indicators for forest management planning in Europe. *Forests* **11**(3): 343.
- COSTA, A., MADEIRA, M., SANTOS, J.L., 2013. Is cork oak (*Quercus suber* L.) woodland loss driven by eucalyptus plantation? A case study in southwestern Portugal? *Forest* **7**: 193-203.
- CRUZ, J., SARMENTO, P., CARRETERO, M.A., WHITE, P.C.L., 2015a. Exotic Fish in Exotic Plantations: A Multi-Scale Approach to Understand Amphibian Occurrence in the Mediterranean Region. *PLoS ONE* **10**: e0129891.

- CRUZ, J., SARMENTO, P., RYDEVIK, G., REBELO, H., WHITE, P.C.L., 2015b. Bats like vintage: managing exotic eucalypt plantations for bat conservation in a Mediterranean landscape. *Animal Conservation* **19**(1): 53-64.
- DAL, E., WANG, X., ZHU, J., XI, W., 2017. Quantifying ecosystem service trade-offs for plantation forest management to benefit provisioning and regulating services. *Ecology and Evolution* **7**(19): 7807-7821.
- DAVIS, M.A., CHEW, M., HOBBS, R.J., *et al.*, 2011. Don't judge species on their origins. *Nature* **474**: 153-154.
- DEUS, E., SILVA, J.S., CASTRO-DÍEZ, P., LOMBA, A., ORTIZ, M.L., VICENTE, J., 2018. Current and future conflicts between eucalypt plantations and high biodiversity areas in the Iberian Peninsula. *Journal for Nature Conservation* **45**: 107-117.
- DEVY-VARETA, N., 2003. O Regime Florestal em Portugal através do século XX (1903-2003). *Revista da Faculdade de Letras – Geografia* **19**: 447-455.
- EEA, 2019a. Natura 2000 Barometer. European Environmental Agency. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/natura-2000-barometer> (consultado em 17-06-2020).
- EEA, 2019b. State of Nature in the EU. Article 17 national summary dashboards. Main pressures and threats. European Environmental Agency. <https://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/state-of-nature-in-the-eu/article-17-national-summary-dashboards/main-pressures-and-threats> (consultado em 04-05-2020).
- FABIÃO, A.M.D., OLIVEIRA, A.C., 2006. *A Floresta em Portugal*. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, 43 pp.
- FAO, 2016. *Global Forest Resources Assessment 2015*. Food and Agriculture Organization, Roma, 44 pp.
- FAO, UNEP, 2020. *The State of the World's Forests 2020*. Forests, biodiversity and people. Food and Agriculture Organization, Roma, 188 pp.
- FEÁS, X., PIRES, J., ESTEVINHO, M.L., IGLESIAS, A., ARAÚJO, J.P.P., 2010. Palynological and physicochemical data characterisation of honeys produced in the Entre-Douro e Minho region of Portugal. *International Journal of Food Science and Technology* **45**(6): 1255-1262.
- FERREIRA, A.R.A.M., 2011. *Microhabitat factors affecting nest site selection and breeding success of tree-nesting Bonelli's Eagles (Aquila fasciata)*. Dissertação de Mestrado em Biologia da Conservação. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 48 pp.

- FERREIRA, V., BOYERO, L., CALVO, C., CORREA, F., FIGUEROA, R., GONÇALVES, J.F., GOYENOLA, G., GRAÇA, M.A.S., HEPP, L.U., KARIUKI, S., LÓPEZ-RODRÍGUEZ, A., MAZZEO, N., M'ERIMBA, C., MONROY, S., PEIL, A., POZO, J., REZENDE, R., TEIXEIRA-DE-MELLO, F., 2019. A global assessment of the effects of Eucalyptus plantations on stream ecosystem functioning. *Ecosystems* **22**: 629-642.
- FSC, 2015. *FSC Principles and Criteria for Forest Stewardship*. Forest Stewardship Council, Bona, 32 pp.
- GARCÍA-SALGADO, G., REBOLLO, S., PÉREZ-CAMACHO, L., MARTÍNEZ-HESTERKAMP, S., DE LA MONTAÑA, E., DOMINGO-MUÑOZ, R., MADRIGAL-GONZÁLEZ, J., FERNÁNDEZ-PEREIRA, J.M., 2018. Breeding habitat preferences and reproductive success of Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) in exotic Eucalyptus plantations in southwestern Europe. *Forest Ecology and Management* **409**: 817-825.
- GARDNER, T., 2010. *Monitoring forest biodiversity: Improving conservation through ecologically responsible management*. Earthscan Publications, Londres, 360 pp.
- GHAZOUL, J., BUGALHO, M., KEENAN, R., 2019. Forests: economic perks of plantations. *Nature* **570**(7761): 307.
- GODED, S., EKROOS, J., DOMÍNGUEZ, J., AZCÁRATE, J.G., GUITIÁN, J.A., SMITH, H.G., 2019. Effects of eucalyptus plantations on avian and herb species richness and composition in North-West Spain. *Global Ecology and Conservation* **19**: e00690.
- GRAHAM, C.T., WILSON, M.W., GITTINGS, T., KELLY, T.C., IRWIN, S., QUINN, J.L., O'HALLORAN, J., 2017. Implications of afforestation for bird communities: the importance of preceding land-use type. *Biodiversity and Conservation* **26**: 3051-3071.
- ICNF, 2019. *6.º Inventário Florestal Nacional – Relatório Final*. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa, 58 pp.
- ICNF, 2018. Portugal – Perfil florestal. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. <http://www2.icnf.pt/portal/florestas/ppf/estatisticas-oficiais/resource/doc/ICNF-Perfil-Florestal-v08nov2018.pdf> (consultado em 11-05-2020).
- LARRAÑAGA, A., BASAGUREN, A., POZO, J., 2009. Impacts of *Eucalyptus globulus* plantations on physiology and population densities of invertebrates inhabiting Iberian Atlantic streams. *Hydrobiology* **94**(4): 497-511.
- LINDENMAYER, D.B., 2017. Conserving large old trees as small natural features. *Biological Conservation* **211**(B): 51-59.
- MATOS, M.M.A.S., 2011. *Vertebrate diversity in the Bussaco Mountain and surrounding areas*. Dissertação de Doutoramento em Biologia. Universidade de Aveiro, 163 pp.
- MENDES, A.M.S.C., FELICIANO, D., TAVARES, M., DIAS, R., 2004. The Portuguese Forests: Country level report delivered to the EFFE Project—Evaluating Financing of Forestry in Europe. Universidade Católica Portuguesa, 226 pp.

- MEYFROIDT, P., LAMBIN, E.F., 2011. Global forest transition: prospects for an end to deforestation. *Annual Review of Environment and Resources* **36**: 343-371.
- MILHEIRAS, S.G., GUEDES, M., SILVA, F.A.B., APARÍCIO, P., MACE, G.M., 2020. Patterns of biodiversity response along a gradient of forest use in Eastern Amazonia, Brazil. *PeerJ* **8**: e8486.
- MULDER, C., BENNET, E.M., BOHAN, D.A., *et al.*, 2015. 10 years later: revisiting priorities for science and society a decade after the Millenium Ecosystem Assessment. In *Ecosystem Services: From Biodiversity to Society, Part 1*. Academic Press, Londres, pp 1-53.
- NAEEM, S., CHAZDON, R., DUFFY, J.E., PRAGER, C., WORM, B., 2016. Biodiversity and human well-being: an essential link for sustainable development. *Proceedings of the Royal Society B* **283**: 20162091.
- NIESENBAUM, R.A., 2019. The integration of Conservation, Biodiversity, and Sustainability. *Sustainability* **11**(17): 4676.
- ONU, 2019. The Sustainable Development Goals Report. Organização das Nações Unidas. Nova Iorque, 60 pp.
- PALMA, L., CANGARATO, R., 2011. *Conservação da Águia de Bonelli: manual de boas práticas florestais e cinegéticas*. Projeto LIFE "Conservação de Populações Arborícolas de Águia de Bonelli em Portugal". Centro de Estudos da Avifauna Ibérica, Évora, 31 pp.
- PEFC, 2018. Sustainable Forest Management – Requirements. Programme for the Endorsement of Forest Certification, Genebra, 34 pp.
- PÖTZELSBERGER, E., 2018. *Should we be afraid of non-native trees in our forests?* University of Natural Resources and Life Sciences, Viena, 35 pp.
- PROENÇA, V.M., PEREIRA, H.M., GUILHERME, J., VICENTE, L., 2010. Plant and bird diversity in natural forests and in native and exotic plantations in NW Portugal. *Acta Oecologica* **36**(2):219-226.
- ROBALO, P., BORRALHO, R., 1997. Variation in density of red deer (*Cervus elaphus* L.) in an area of the international part of the Tejo River: the influence of habitat, pasture and hunting. *Silva Lusitana* **5**(2): 225-240.
- RADICH, M.R., BAPTISTA, F.O., 2005. Floresta e Sociedade: Um Percurso (1875-2005). *Silva Lusitana* **13**(2): 143-157.
- RODRIGUES, A.R., PINTO, P.C.O.R., BARREIRO, M.F., COSTA, C.A.E., MOTA, M.I.F., FERNANDES, I., 2018. *An Integrated Approach for Added-Value Products from Lignocellulosic Biorefineries*. Springer International Publishing, 166 pp.
- SCHLAEPFER, M.A., 2018. Do non-native species contribute to biodiversity? *PLOS Biology* **16**(4): e2005568.

- SILVA, C.P., 2000. Áreas Protegidas em Portugal: Que papel? Conservação versus desenvolvimento. *GeolNova* **2**: 27-44.
- SILVA, J.S., DEUS, E., 2018. O que sabemos (e não sabemos) sobre as plantações naturais de eucalipto em Portugal. In *O eucalipto*. CULTIVAR - Cadernos de Análise e Prospetiva. Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral, Lisboa, pp 25-32.
- SILVA, J.S., TOMÉ, M., 2016. Tasmanian blue gum in Portugal – opportunities and risks of widely cultivated species. In *Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges*. European Forest Institute, pp. 352-361.
- SILVA, L.P., HELENO, R.H., COSTA, J.M., VALENTE, M., MATA, V.A., GONÇALVES, S.C., SILVA, A.A., ALVES, J., RAMOS, J.A., 2019. Natural woodlands hold more diverse, abundant, and unique biota than novel anthropogenic forests: a multi-group assessment. *European Journal of Forest Research* **138**: 461-472.
- SILVA, L.R., MONTEIRO, A.P., VALENTÃO, P., ANDRADE, P.B., 2009. Honey from Luso region (Portugal): Physicochemical characteristics and mineral contents. *Microchemical Journal* **93**: 73-77.
- SOUSA, J.P., GAMA, M.M., FERREIRA, C., BARROCAS, H., 2000. Effect of eucalyptus plantations on Collembola communities in Portugal: a review. *Belgian Journal of Entomology* **2**: 187-201.
- SWINGLAND, I.R., 2013. Definition of biodiversity. In *Encyclopedia of biodiversity*. Academic Press, Amsterdão, pp. 399-410.
- TEIXEIRA, D., CARRILHO, M., MEXIA, T., KÖBEL, M., SANTOS, M.J., SANTOS-REIS, M., ROSALINO, L.M., 2017. Management of Eucalyptus plantations influences small mammal density: Evidence from Southern Europe. *Forest Ecology and Management* **385**: 25-34.
- TELLERÍA, J.L., GALARZA, A., 1990. Avifauna y paisaje en el Norte de España: efecto de las repoblaciones con arboles exóticos. *Ardeola* **37**(2): 229-245.
- TROCHET, A., SCHMELLER, D.S., 2013. Effectiveness of the Natura 2000 network to cover threatened species. *Nature Conservation* **4**: 35-53.
- TRUCHY, A., ANGELER, D.G., SPONSELLER, R.A., JOHNSON, R.K., MCKIE, B.G., 2015. Linking biodiversity, ecosystem functioning and services, and ecological resilience: towards an integrative framework for improved management. In *Ecosystem Services: From Biodiversity to Society, Part 1*. Academic Press, Londres, pp. 55-96.
- VALDUGA, M.O., ZENNI, Z.D., VITULE, J.R.S., 2016. Ecological impacts of non-native tree species plantations are broad and heterogeneous: a review of Brazilian research. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* **88**(3): 1675-1688.

- VAN DER BIEST, K., MEIRE, P., SCHELLEKENS, T., D'HONDT, B., BONTE, D., VANAGT, T., YSEBAERT, T., 2020. Aligning biodiversity conservation and ecosystem services in spatial planning: Focus on ecosystem processes. *Science of the Total Environment* **712**: 136350.
- WARMAN, R.D., 2014. Global wood production from natural forests has peaked. *Biodiversity and Conservation* **23**: 1063-1078.
- WILSON, E.O., 2003. *The future of life*. Vintage Books, Random House, Nova Iorque, 229 pp.
- WWF, 2007. *High Conservation Value Forests: The concept in theory and practice*. World Wildlife Fund, Gland, 25 pp.
- WWF, 2020. *Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss*. World Wildlife Fund, Gland, 159 pp.

As Plantações de Eucalipto como Sumidouro de Carbono em Portugal

CAPÍTULO IV

As plantações de eucalipto como sumidouro de carbono em Portugal

Daniela Ferreira¹, Sérgio Fabres¹, André Simões Carvalho², Paula Guimarães², Ana Cláudia Dias³

¹ RAIZ – Instituto de Investigação da Floresta e Papel, Quinta de S. Francisco, 3800-783 Aveiro, Portugal; *daniela.ferreira@thenavigatorcompany.com

² Navigator Forest Portugal, Zona Industrial da Mitrena, 2910-738 Setúbal, Portugal

³ CESAM – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal

Resumo. As emissões de dióxido de carbono para a atmosfera continuam a aumentar. Os ecossistemas florestais (sistema solo-planta-camada orgânica) são os sistemas terrestres com maior capacidade de sequestro e armazenamento de carbono, contribuindo como agentes de mitigação das alterações climáticas. Embora as florestas de eucalipto em Portugal tenham um objetivo específico, principalmente de produção de madeira para a indústria de pasta e papel, podem ter um papel complementar às florestas de conservação, os principais sumidouros de carbono. A capacidade de adaptação às principais condições de solo e de clima no nosso país, e taxas crescimento do eucalipto, aliadas a boas práticas silvícolas na gestão dos povoamentos, podem contribuir para um papel positivo destas florestas plantadas no *stock* global de carbono, no curto e no longo prazo. Há ainda necessidade de aprofundar conhecimento sobre a dinâmica de carbono nos ecossistemas florestais, principalmente no que respeita ao efeito das operações florestais com maior impacto no solo e relativamente aos processos de decomposição da folhada de eucalipto.

Palavras-chave: sumidouro de carbono, plantações de eucalipto, Portugal.

Eucalypt plantations as carbon sinks

Summary. Carbon dioxide emissions to the atmosphere continue to increase. Forest ecosystems (soil-plant-organic layer system) are the terrestrial systems with greater carbon sequestration and storage capacity and, therefore, acting as climate change mitigation agents. Although eucalypt forests in Portugal have a specific objective, mainly of wood production for the pulp and paper industry, they can have a complementary role to conservation forests, the main carbon sinks. The ability to adapt to the main soil and climate conditions in our country, and growth rates of eucalyptus, combined with good silviculture practices in stand management, can contribute to a positive role of these planted forests in the global carbon stock, in the short and long term. There are still gaps in knowledge about carbon dynamics in forest ecosystems, especially concerning the effect of forest operations that have the greatest impact on soil and regarding the eucalypts leaf's decomposition process.

Keywords: carbon sink, eucalyptus plantations, Portugal.

Les plantations d'eucalyptus comme puits de carbone

Résumé. Les émissions de dioxyde de carbone dans l'atmosphère continuent d'augmenter. Les écosystèmes forestiers (système sol-plante-couche organique) sont les systèmes terrestres ayant la plus grande capacité de séquestration et de stockage du carbone et, par conséquent, des agents d'atténuation du changement climatique. Si les forêts d'eucalyptus du Portugal ont un objectif spécifique, principalement la production de bois pour l'industrie de la pâte et du papier, elles peuvent avoir un rôle complémentaire aux forêts de conservation, principaux puits de carbone. La capacité à s'adapter aux principales conditions pédologiques et climatiques de notre pays, et les taux de croissance de l'eucalyptus, combinés à de bonnes pratiques sylvicoles dans la gestion des peuplements, peuvent contribuer à un rôle positif de ces forêts plantées dans le stock mondial de carbone, à court et long terme. Il existe encore des lacunes dans les connaissances sur la dynamique du carbone dans les écosystèmes forestiers, en particulier en ce qui concerne l'impact des opérations forestières qui ont le plus grand impact sur le sol et en relation avec le processus de décomposition de la feuille d'eucalyptus.

Mots clés: puits de carbone, plantations d'eucalyptus, Portugal.

Criação dos mercados de valorização de carbono

O efeito de estufa no planeta é um fenómeno natural em que alguns gases na atmosfera absorvem parte da radiação infravermelha emitida essencialmente pela superfície terrestre. Esses gases designam-se de Gases com Efeito de Estufa (GEE) e desempenham um papel importante na retenção de calor do sol necessário à manutenção da temperatura para a vida na Terra. Todavia, a concentração desses gases na atmosfera tem aumentado significativamente, contribuindo para o aquecimento. A revolução industrial é apontada como um marco no processo de aumento dos GEE na atmosfera, provocando maior retenção de calor e, consequentemente, degradação do meio ambiente e alterações climáticas mais abruptas no planeta. Maior uso de petróleo, gasolina e carvão, desflorestação, queimadas e cultivo agrícola intensivo são exemplos de atividades que têm contribuído para a aceleração deste fenómeno, principalmente para o aumento da concentração de dióxido de carbono, metano e óxido nitroso na atmosfera.

A partir dos anos 1960-1970 começaram a registar-se maiores preocupações com o ambiente e os níveis crescentes de poluição no planeta, tendo a comunidade científica começado a dedicar-se mais a esta temática. Em particular, o conceito de sustentabilidade dos recursos naturais começou a ser difundido na sociedade (Pott e Estrela 2017). Várias conferências internacionais foram realizadas nas décadas seguintes promovendo a preservação ambiental e a mitigação das alterações do clima, apesar da industrialização e do crescimento económico dos países terem dificultado tais objetivos. Um dos eventos de maior destaque é conhecido como a conferência “Rio-92”, tendo sido promovida pelas Nações Unidas em 1992 na cidade do Rio de Janeiro (Brasil) e dedicada ao Meio Ambiente e Desenvolvimento. Foram publicados vários documentos e assinada a Agenda 21, com o objetivo de definir estratégias e ações para um futuro sustentável. Para a preservação das florestas, com um papel preponderante na mitigação do aumento das emissões de GEE, não foi assinado um tratado, mas apenas

estabelecida uma Declaração de Princípios sobre Florestas. A conferência Rio+10, realizada na sequência da Rio-92 em Joanesburgo, na África do Sul, em 2002, mostrou quão longe estava a viabilidade de alcançar os objetivos traçados 10 anos antes.

A crescente preocupação mundial com as emissões dos GEE levou à celebração do tratado internacional conhecido como Protocolo de Quioto, no Japão, em 1997, com o objetivo de as reduzir, principalmente no que respeita ao dióxido de carbono, o mais emitido e principal responsável pelo aquecimento global. O acordo só entrou em vigor em 2005, considerando diferentes períodos de compromisso e obrigações entre países em função do seu nível de desenvolvimento e contribuição para a emissão de GEE. Procurando não comprometer a economia dos países signatários, foram estabelecidos mecanismos de flexibilização para que estes pudessem negociar parte da redução desses gases. Deste modo, foi criado o mercado regulado de carbono, que consiste na comercialização de créditos de redução da emissão dos GEE, conhecidos como créditos de carbono. Foram gerados vários mecanismos que permitem a venda de créditos a países com excedentes de emissão, bem como promovidos projetos de redução de emissões em países que não aqueles para os quais os créditos irão contribuir para fazer face ao cumprimento das metas estabelecidas no Protocolo de Quioto. Existem ainda mercados voluntários, paralelos, que não contribuem para as metas de redução das emissões dos países regulados pelo Protocolo de Quioto, mas permitem reduzir as emissões de qualquer organização ou pessoa de forma voluntária, sendo regulados por entidades independentes. Silva (2012) diferencia estes mercados em natureza preventiva e curativa. Os primeiros reduzem as emissões de GEE, como por exemplo através de projetos de melhoria de eficiência energética, e os segundos sequestram carbono como compensação de uma emissão, como é o caso dos projetos florestais.

O crédito de carbono é um mecanismo comercial e representa 1 tonelada de CO₂, ou outro GEE convertido em equivalente de CO₂ com base no seu potencial de

aquecimento global, que deixou de ser emitido ou foi absorvido por um sumidouro (1 tCO₂e). Frequentemente os estudos reportam os valores de absorção em carbono e não CO₂. A conversão molecular é feita através da multiplicação do elemento carbono por 3,67 para obtenção da molécula CO₂.

Neste âmbito, os termos pegada de carbono, *offset* de carbono e neutralidade carbónica são muito utilizados. A pegada de carbono, ou *carbon footprint*, corresponde ao total de emissões de GEE associadas a um indivíduo, atividade/evento, entidade ou produto. Constitui uma das componentes da avaliação do ciclo de vida dos produtos, ferramenta importante para a gestão ambiental (Ramachandra & Mahapatra, 2016). O *offset* de carbono refere-se à redução das emissões de CO₂, ou outros GEE, para compensar as emissões feitas noutro local, sendo também designado genericamente de compensação de carbono (Gossling, 2009). Já a *neutralidade carbónica* corresponde a um balanço de carbono neutro por parte de uma pessoa, atividade/evento ou entidade através da eliminação direta de emissões na atividade (designada de economia de baixo carbono) ou redução de emissões e/ou compensação pelo sumidouro de carbono noutro local, atingindo um equilíbrio entre as emissões e a absorção de carbono (Gossling, 2009).

O conceito de mercado permite estimular a mitigação das mudanças climáticas dando valor económico à redução de emissões através da comercialização dos créditos de carbono. Este mecanismo de compensação é útil para mitigar as emissões produzidas num local, criando um sumidouro de carbono noutro local quando a redução das emissões é dispendiosa, por exemplo através da alteração da eficiência energética ou dos combustíveis utilizados. Contudo, este instrumento torna o conceito de compensação de carbono suscetível a críticas, pois o verdadeiro desafio deverá ser sempre reduzir as emissões, diminuindo o impacto negativo direto das atividades.

Importância dos solos e das florestas como reservatórios de carbono

O carbono é um dos elementos mais abundantes no universo e existe na natureza sob a forma orgânica (nos seres vivos e mortos não decompostos) e inorgânica (rochas). O seu ciclo biogeoquímico no planeta consiste na transformação entre as formas orgânicas e inorgânicas e a circulação entre os oceanos, a atmosfera e a terra. O carbono pode estar armazenado em reservatórios (ou *pools*) mais estáveis, como as formações geológicas ou os oceanos, ou *pools* mais dinâmicos como o solo e a vegetação (plantas). Estes últimos são mais facilmente afetados pela atividade humana e por isso podem ter um papel na diminuição das emissões de CO₂ para a atmosfera. Friedlingstein et al (2020) estimaram para a década de 2010-2019 emissões fósseis médias anuais de $9,6 \pm 0,5$ Gt C/ano e por alteração de uso do solo de $1,6 \pm 0,7$ Gt C/ano, uma acumulação na atmosfera de $5,1 \pm 0,02$ Gt C/ano e sumidouros de $2,5 \pm 0,6$ Gt C/ano nos oceanos e de $3,4 \pm 0,9$ Gt C/ano nos sistemas terrestres. No sumidouro terrestre cerca de 2/3 do carbono encontra-se nos solos e 1/3 nas plantas, dos quais cerca de 60% correspondem a sumidouro em florestas.

No processo de fotossíntese, as plantas absorvem CO₂ e libertam oxigénio, transferindo carbono para a biomassa que produzem. Enquanto a planta cresce, funciona como sumidouro de carbono. Quando ocorre uma perturbação no ecossistema, como por exemplo a exploração florestal (corte e extração da madeira), a reconversão de uma área ou um incêndio florestal, há uma perda parcial ou total do carbono armazenado, podendo a planta passar a ser uma fonte de emissão de CO₂ para a atmosfera. No caso da exploração florestal, parte do carbono presente na madeira fica armazenado em produtos florestais por períodos mais ou menos longos, podendo, assim, retardar o regresso de CO₂ à atmosfera (Jandl et al 2006).

As florestas ocupam atualmente mais de um terço da superfície terrestre (aproximadamente 4.060 milhões de hectares, FAO 2020), e acumulam as maiores

quantidades de biomassa, e carbono, ao longo do seu crescimento (Jandl et al 2006), sendo por isso as que mais contribuem como sumidouro deste elemento. A desflorestação e a alteração do uso do solo são duas das principais causas da perda mundial de floresta, embora a sua taxa esteja a diminuir (FAO 2020). As florestas jovens sequestram mais carbono do que as florestas adultas ou maduras, pois crescem de forma acelerada. As florestas maduras crescem menos mas atuam como um reservatório de carbono, dada a biomassa acumulada ao longo dos anos (Sedjo 2001). A quantidade de carbono nas plantas varia com a espécie e com o tipo de tecido da própria planta (Tomas e Martim 2012), bem como com a taxa de crescimento das plantas. Esses autores, ao estudar as diferenças no conteúdo de carbono dos componentes das plantas entre biomas do mundo, concluíram por exemplo que a percentagem de carbono variou na madeira entre 41,9 a 51,6% (base seca) em espécies tropicais, de 45,7 a 60,7% em espécies subtropicais e mediterrâneas e de 43,4 a 55,6% em espécies boreais e temperadas, sugerindo um valor médio de 48,2%. Referem que a metodologia de determinação analítica, com base no peso seco de amostras, subestima o carbono volátil existente na madeira viva, que ronda entre 1,3 e 2,5%. Outros valores possíveis são por exemplo uma variação de carbono entre 47-59% ou 35-65% da matéria seca da planta (Scharlemann et al 2014, Karsenty et al 2003, respetivamente) ou o valor médio de 47% de acordo com o IPCC (2019). Em vários estudos, tem sido utilizando um valor médio de 50% para conversão de biomassa seca em quantidade de carbono nas plantas (Alves et al 2012).

O solo é o maior compartimento terrestre de armazenamento (*stock*) de carbono e representa um reservatório importante de médio a longo prazo deste elemento (Scharlemann et al 2014). A principal fonte é a matéria orgânica do solo proveniente da produção de biomassa pelas plantas. Assim, através da queda natural de folhada durante o seu ciclo de crescimento e dos sobrantes remanescentes aquando do corte, ou quando a planta morre, inicia-se o processo de decomposição e o carbono retido ou é libertado para a atmosfera ou para o

solo. Na superfície do solo, a matéria vegetal transforma-se em camada orgânica (*litter*, folhada ou manta orgânica) e subsequentemente em matéria orgânica do solo através da atividade metabólica dos organismos. Sem esta fonte de matéria orgânica, a quantidade de carbono num solo diminui ao longo do tempo pois a atividade microbiana é contínua, embora seja mais lenta à medida que a taxa de decomposição e a recalcitrância dos materiais aumentam (Ramesh et al 2019).

Quanto maior a taxa de crescimento das plantas, maiores são as entradas de material orgânico no ecossistema, o que não significa necessariamente maiores teores de matéria orgânica no solo. Os processos de decomposição e taxas de mineralização da matéria orgânica são fortemente influenciados pelo clima, qualidade da matéria orgânica e características do solo, como pH, humidade, textura, compacidade e nível nutricional (Blanco 2018). Os três principais processos responsáveis pela retenção do carbono no solo são a humificação, agregação e sedimentação (Machado 2005). No entanto, durante a decomposição da matéria orgânica, há perdas decorrentes da respiração dos microrganismos e pela necessidade de carbono para produção de energia para viver, para além de perdas potenciais por erosão, lixiviação e volatilização.

Num solo em equilíbrio, com vegetação mantida por longo período, tende a haver acumulação de carbono, pois a queda de folhada deposita no solo novos materiais orgânicos para serem decompostos à medida que os mais antigos vão sofrendo alterações a um ritmo de humificação mais lento. Quando a vegetação é removida (por exemplo na desflorestação ou na exploração florestal), há um aumento imediato de sobranes do corte que normalmente eleva a quantidade de carbono na superfície do solo, mas a temperatura do solo também sobe, acelerando a atividade microbiana e assim a velocidade de decomposição da matéria orgânica e a depleção do carbono no solo (Jandl 2006). Neste sentido, a gestão dos ecossistemas terrestres assume um papel preponderante no armazenamento de carbono pela vegetação e pelo solo.

A florestação é de modo geral uma oportunidade para aumentar os *stocks* de carbono, mas a forma como as florestas são geridas pode impactar na capacidade dos ecossistemas florestais atuarem como sumidouro. Jandl et al (2006) e Lal (2015) apontam como principais fatores de gestão influenciadores do armazenamento de carbono a espécie, a rotação, o espaçamento, a rega e o tipo de corte. É fundamental o período em que o solo permanece sem perturbações e, quando estas ocorrem, deve-se procurar minimizar o seu impacto na decomposição da matéria orgânica (Lal 2005). Este último autor destaca ainda a importância da preparação do solo para a maximização do crescimento das plantações, embora com um prejuízo imediato no carbono retido no ecossistema. Mayer (2020) destaca que o crescimento das plantas ao longo da rotação pode compensar o carbono perdido na preparação do terreno, mediante as técnicas utilizadas e as taxas de crescimento dos povoamentos. O fogo e as pragas usualmente têm impactos devastadores no *stock* de carbono (Jandl et al 2006).

Os ecossistemas florestais não atuam de forma homogênea como sumidouro de carbono. As florestas que potencialmente mais contribuem são as de regiões tropicais devido às maiores taxas de crescimento, com maior acumulação de biomassa e assim de armazenamento de carbono (Scharlemann 2014). Os solos destas regiões, mais meteorizados, representam *pools* de carbono mais baixos, por haver rápida oxidação dos materiais orgânicos, relativamente aos solos localizados em regiões frias do planeta, em que ocorre maior humificação. Lal (2005) refere que o rácio $C_{\text{solo}}:C_{\text{floresta}}$ aumenta com a latitude e, de acordo com Scharlemann et al (2014), é próximo de 1 nos trópicos e nas regiões temperadas e frias chega a ultrapassar 5. Assim, reabilitar florestas degradadas e preservar as florestas existentes são ações que contribuem para aumentar o sequestro de carbono e mitigar as alterações climáticas, mas não é o suficiente. Projetos de plantação florestal tornam-se interessantes do ponto de vista de sequestro de carbono, pois, além de permitirem uma acumulação de carbono durante o crescimento das plantas, possibilitam o enriquecimento dos solos em matéria

orgânica. Os produtos originários destas florestas plantadas contêm parte do carbono que é removido da floresta quando esta é explorada. Mesmo que o tempo de vida desses produtos seja limitado a algumas dezenas de anos, é ainda assim expressiva a contribuição como sumidouro de carbono (Sanquetta et al 2019), permitindo entretanto o desenvolvimento de outras tecnologias para mitigar as emissões de GEE (Tipper 2000).

Num contexto nacional, o potencial de sumidouro das florestas relativamente a outros usos está patente no relatório de inventário nacional, publicado pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA, 2020), onde são indicados valores médios de armazenamento de carbono para diferentes usos de cobertura do solo. As florestas de produção de pinheiro bravo, de sobreiros e eucaliptais destacam-se com capacidades médias de acumulação de carbono na biomassa das plantas (parte aérea e radicular) de cerca de 30 t C/ha, 23 t C/ha e 22 t C/ha, respetivamente, enquanto as de outras folhosas, na sua maioria florestas de conservação, são apontadas com um armazenamento médio de 44 t C/ha. A acumulação de carbono indicada em outras culturas é substancialmente menor, por exemplo culturas anuais regadas de 0,6 t C/ha, pastagens de 1,4 t C/ha e na vinha de 6,2 t C/ha.

Uma perspetiva sobre o papel das plantações de eucalipto como sumidouro de carbono em Portugal

Dada a sua adaptabilidade, boas taxas de crescimento em diversas condições de solo e clima, qualidade da madeira para pasta e papel e capacidade de regeneração de toijas, *Eucalyptus globulus* é a principal espécie de eucalipto plantada em Portugal. Após a plantação, os povoamentos são geridos normalmente até aos 10-12 anos (primeira rotação), sendo efetuado o primeiro corte e as varas rebentadas nas toijas são conduzidas por pelo menos mais uma rotação (condução em talhadia) com a mesma duração. Tal significa que uma única instalação do povoamento pode perdurar no terreno pelo menos 24 anos.

Este intervalo alargado entre as práticas de preparação do terreno ajuda a minimizar impactes ambientais relacionados com a perturbação do solo.

A avaliação do sequestro de carbono na floresta pode ser efetuada com vários métodos, sendo os mais comuns os baseados em inventários florestais, modelos de crescimento ou medição dos fluxos de carbono. No primeiro caso, é feita uma medição das plantas e por relações alométricas calculado o carbono associado, ou, em estudos mais específicos, quantificada diretamente a biomassa e a respetiva acumulação de carbono por componente da parte aérea e/ou radicular. Este cálculo pode ser realizado entre momentos diferentes ou de forma acumulada para o povoamento pela diferença entre o crescimento e as perdas de biomassa. A utilização de modelos, por sua vez, permite quantificar o carbono de forma estática ou ao longo do tempo mediante os dados que o compõem, podendo incluir ou não fatores de influência, como as práticas de gestão, impacto do fogo, entre outras. Já a medição direta do sequestro do carbono do ecossistema recorre ao método da covariância de fluxo turbulento (*eddy-covariance method*) e corresponde à medição direta do carbono atmosférico. Envolve a monitorização de variáveis meteorológicas, bem como vários aspetos relacionados com a planta, como a produtividade primária bruta e a respiração por exemplo. Esta metodologia é mais complexa, embora mais abrangente do ecossistema como um todo, permitindo obter maior detalhe nos resultados e análise do sequestro do carbono. Tal é possível verificar no estudo de Rodrigues et al (2011), realizado em eucalipto em Portugal, na região sul do país.

As florestas de eucalipto são particularmente eficientes na fotossíntese na medida em que os povoamentos acumulam rapidamente biomassa, que é armazenada nas diferentes componentes da parte aérea (folhas, ramos, madeira e casca) e nas raízes da árvore. A produção de biomassa de povoamentos de eucalipto varia com a idade de corte e sua taxa de crescimento. De acordo com a estimativa do programa de recomendação de adubação *Nutriglobulus*, desenvolvido pelo RAIZ, em 2002, a distribuição de biomassa entre as diferentes componentes da árvore é

em média, em povoamentos adultos (12 anos), de 59% de madeira, 8% de casca, 10% de ramos, 7% de folhas e 16% de raízes (Figura 1). Em povoamentos menos produtivos, a proporção de ramos e folhas aumenta podendo chegar a 15-20%, enquanto a proporção de madeira pode diminuir até os 45% da biomassa total (Figura 1). Este modelo assenta em dados de acumulação de biomassa e de nutrientes provenientes de povoamentos de eucalipto comerciais e de ensaios.

O carbono é retido de forma diretamente proporcional ao armazenamento de biomassa (Figura 1). Em média, corresponde a 50% da biomassa produzida (Alves et al 2012). Assim, considerando o mesmo modelo, o armazenamento total de carbono num povoamento adulto de *E. globulus*, assumindo o corte aos 12 anos e uma densidade de 1200 plantas/ha, varia entre 40 a 160 t C/ha (parte aérea e raízes), para produtividade variável entre 6 e 32 m³ com casca/ha/ano. Se se considerar uma produtividade média de 10 m³/ha/ano (madeira com casca), estima-se que o armazenamento de carbono em povoamentos adultos de eucalipto geridos é de cerca de 65 t C/ha.

O acréscimo anual de carbono nas plantas de eucalipto é mais acelerado nos primeiros anos de crescimento, coincidente com a maior alocação de biomassa na copa das plantas, estabilizando aos 5-6 anos até à fase adulta (Figura 1), quando a alocação de biomassa passa a ser maior no tronco. Para povoamentos de eucalipto com baixa produtividade, por exemplo, de 6 m³ com casca/ha/ano o sequestro de carbono anual estimado com base no modelo *Nutriglobulus* varia de 0,04 t C/ha/ano no primeiro ano de crescimento até 4,8 t C/ha/ano aos 12 anos (Figura 1), sendo a média anual de 3,4 t C/ha/ano (Figura 2). Já em povoamentos de elevada produtividade, por exemplo de 32 m³ com casca/ha/ano, o sequestro anual varia de 1,4 t C/ha/ano no primeiro ano a 16,9 t C/ha/ano, aos 5 anos (pico anual de acumulação de carbono, Figura 1), com uma média anual de 13,3 t C/ha/ano, Figura 2 (RAIZ, 2002).

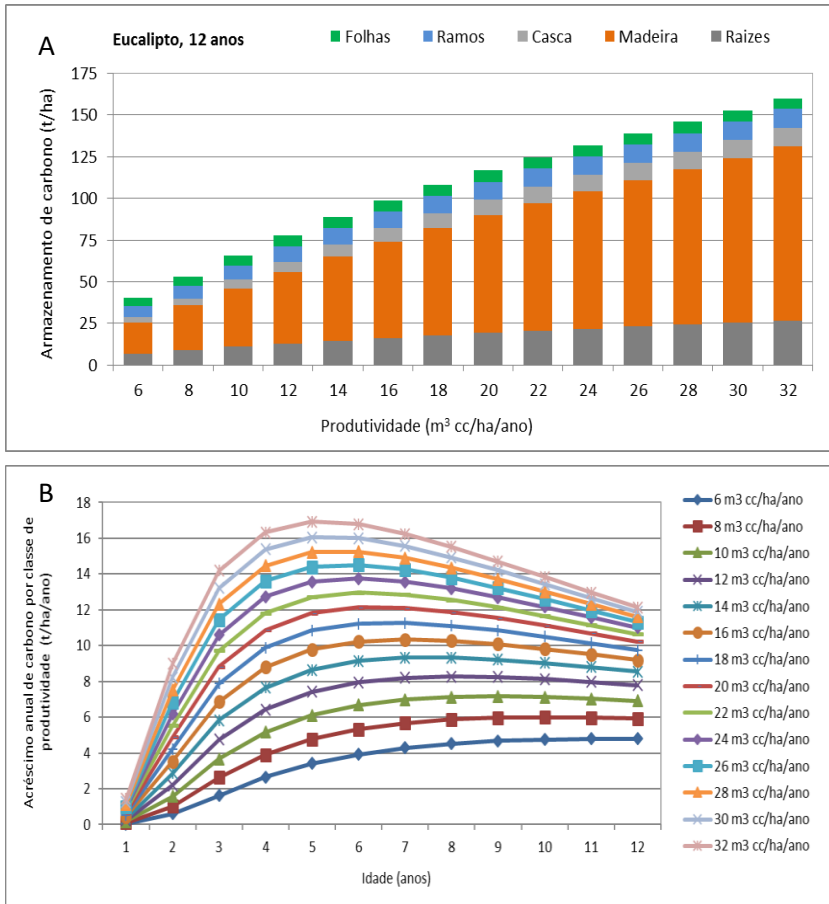


Figura 1 - Armazenamento estimado de carbono, aos 12 anos (A), nos diferentes componentes da parte aérea e de raízes em função da produtividade florestal (expressa em metros cúbicos com casca por hectare e ano), e curvas de acréscimo anual de carbono (B) (parte aérea + sistema radicular) por classe de produtividade florestal para diferentes idades dos povoamentos de *E. globulus* (Nutriglobulus, RAIZ 2002).

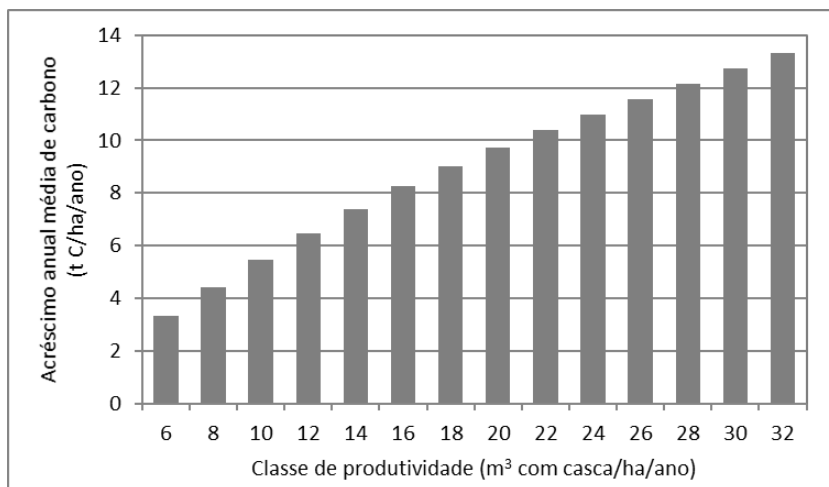


Figura 2 - Acréscimo média anual estimada de carbono por classe de produtividade de *E. globulus* (período 0-12 anos de idade) (*Nutriglobulus*, RAIZ 2002).

Considerando uma produtividade de 10 m³ com casca/ha/ano (madeira com casca) e uma rotação de 12 anos, a acumulação anual de carbono varia de 0,16 t C/ha/ano em povoamentos com 1 ano a 7,2 t C/ha/ano aos 9 anos, com uma média de 5,5 t C/ha/ano. Esta magnitude de valores é similar a outros estudos de eucalipto realizados em Portugal e Espanha, como é o caso de Madeira et al (2002a), com registo de 9 a 16 t C/ha/ano (até seis anos), de Correia et al (2005), com uma média anual obtida de 9,6 t C/ha/ano (até 9 anos), de Pereira et al (2007), com uma magnitude variável entre 4 a 9 t C/ha/ano (até 12 anos), e de Pérez-Cruzado et al (2012), com uma taxa anual de 12,4 t C/ha/ano (até 10 anos).

Embora os solos de ecossistemas florestais em Portugal sejam muito variáveis em termos de desenvolvimento pedogenético e de características físicas e químicas, pode dizer-se que a maioria dos solos são pouco desenvolvidos e delgados, apresentam pedregosidade elevada e fertilidade natural baixa a moderada. Os teores de matéria orgânica variam desde valores muito baixos, em solos de

origem sedimentar, típicos das zonas Litoral e Vale do Tejo, até teores elevados em solos profundos de origem granítica, situados no Norte do país. Os solos derivados de xisto, que representam grande parte dos solos utilizados para plantações de eucalipto, são usualmente delgados e possuem teores de matéria orgânica medianos. Com base num conjunto de 1788 amostras do RAIZ (recolhidas no período 2000-2018) é possível constatar a variabilidade nos teores de carbono orgânico dos solos sob povoamentos de eucalipto (Figura 3). De modo geral, os teores de carbono orgânico são crescentes de sul para norte e do interior para o litoral, variando entre 2 a 94 g C/kg, na camada de 0-40 cm. Verifica-se assim uma boa relação entre os níveis de carbono orgânico e o clima. Desta compilação de dados, o valor médio de carbono orgânico no solo sob povoamentos de eucalipto é em média de 25 g C/kg, variando em média entre as grandes regiões territoriais (NUTS II) de 7 g C/kg para Lisboa, 14 g C/kg no Alentejo, 22 g C/kg no Algarve, 29 g C/kg no Centro, e 40 g C/kg no Norte. Com base nesta amostragem, o armazenamento de carbono nos solos de ecossistemas florestais com eucalipto representa, em média, 62,8 t C/ha, até 40 cm de profundidade, variando entre 12 t C/ha a 139 t C/ha.

À medida que os eucaliptais se desenvolvem, a formação de uma camada orgânica à superfície do solo intensifica-se, fruto de ciclagem geoquímica correspondente à transferência de nutrientes entre a planta e o solo, principalmente a partir dos 4-6 anos de idade, quando as plantas têm a copa bem formada e começam a investir mais no desenvolvimento do tronco. Para um conjunto de 88 amostras da camada orgânica de povoamentos adultos de *E. globulus* o armazenamento médio de carbono foi de 8,4 t C/ha (Figura 4), sendo 2 t C/ha o menor valor verificado e 18 t C/ha o maior (RAIZ, dados não publicados). De um modo geral, a deposição de material vegetal no solo foi superior em condições climáticas mais favoráveis ao crescimento do eucalipto. Em média foi de 7,0 t C/ha para a região do Alentejo, 8,1 t C/ha no Centro, 9,5 t

C/ha na região de Lisboa e de 11,0 t C/ha na região Norte. Em termos de acumulação anual, a média foi de 0,8 t C/ha/ano, variando de 0,2 a 1,6 t C/ha/ano. Correia et al (2005) reportam um valor 1,7 t C/ha/ano, enquanto Madeira et al (2002a) registaram uma magnitude variável entre 0,9 a 1,8 t C/ha/ano e Perez-Cruzado et al (2012) de 0,85 t C/ha/ano.

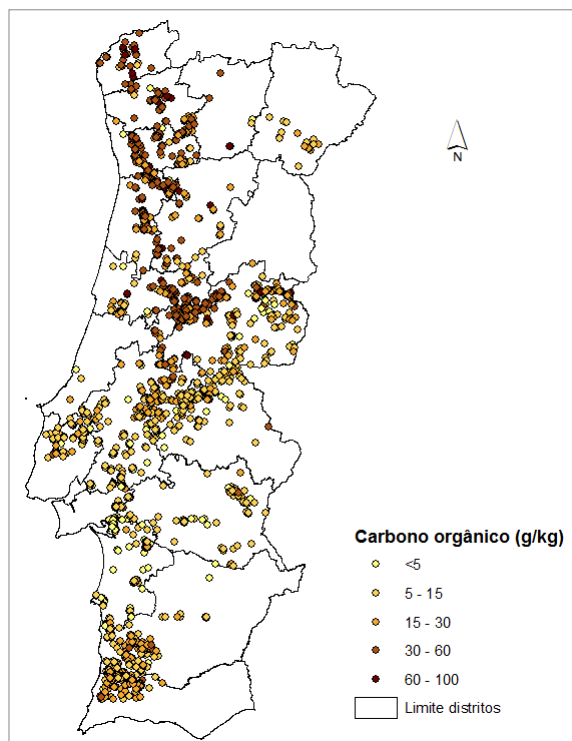


Figura 3 - Concentração de carbono orgânico no solo para um conjunto de 1788 amostras sob floresta de eucalipto, colhidas na profundidade 0-40 cm (ou inferior nos casos em que a profundidade efetiva é menor) Fonte: RAIZ, Base de Dados $\approx$ 2000-2018 (dados não publicados).

Mais do que a deposição de material orgânico na superfície do solo, importa compreender como este se degrada e se transforma em matéria orgânica do solo, fração esta que mais contribui para a retenção de carbono num ecossistema

florestal. Num estudo sobre nutrição do eucalipto realizado pelo RAIZ (não publicado) em 16 povoamentos de diferentes regiões de Portugal, verificou-se um aumento médio de carbono no solo de $9,6 \text{ g kg}^{-1}$, num período de uma rotação, que corresponde a um acréscimo de 45% do valor médio inicial (diferença entre a amostragem após a instalação do povoamento e antes da exploração florestal). Verificou-se uma relação positiva entre o acréscimo de carbono e a taxa de crescimento do povoamento, influenciada pela melhoria climática para o eucalipto, como também observado por Ribeiro et al (2002).

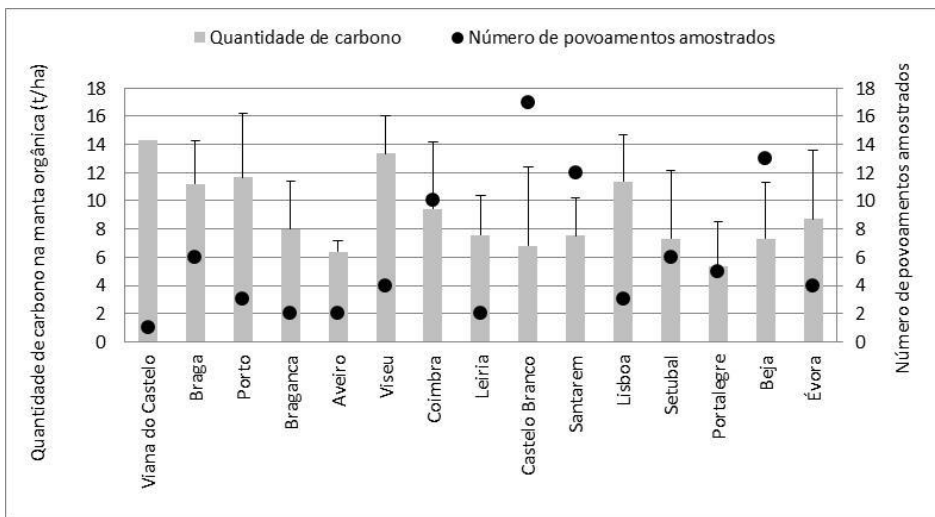


Figura 4 - Armazenamento de carbono na camada orgânica de povoamentos adultos de *E. globulus* em diferentes regiões do país (valor médio por distrito) e número de povoamentos amostrados. Linha vertical referente ao desvio padrão. RAIZ, dados não publicados (n=88 amostras).

Esta retenção de carbono orgânico correspondeu em média a um acréscimo de 38 t C/ha no solo, variável de 8 a 122 t C/ha em função do ensaio (Figura 5), que equivale a uma taxa de acréscimo de 3 t C/ha/ano (variável entre 0,7 a 10 t C/ha/ano). Madeira et al (2002a) registaram uma taxa variável de 0,4 a 2 t

C/ha/ano (aos 6 anos) e Correia (2005) de 0,3 t C/ha/ano (aos 9 anos). No estudo do RAIZ verificou-se uma taxa inferior a 3 t C/ha/ano em cerca de 70% dos 16 povoamentos avaliados e menor que 1,5 t C/ha/ano nos restantes. É provável que este acréscimo de carbono no solo seja um contributo conjunto da decomposição dos sobrantes de corte da rotação anterior e da folhada formada durante a rotação de 12 anos. Considerando que uma plantação de eucalipto tem em média um ciclo de crescimento de 36 anos (três rotações de 12 anos), poder-se-ia esperar um acréscimo de carbono no solo três vezes superior nesse período. É preciso ter em conta, também, que o modelo silvícola adotado durante as rotações poderá influenciar o balanço emissão-armazenamento.

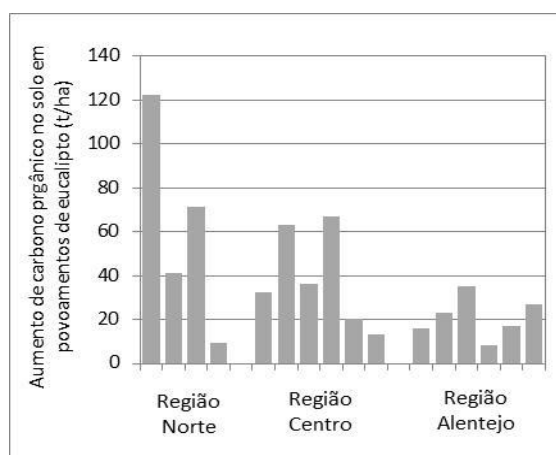


Figura 5 - Acréscimo de carbono orgânico no solo (na profundidade 0-40 cm) no final da rotação de 16 povoamentos de *E. globulus*, em primeira rotação e talhadia, distribuídos nas NUTS II Norte, Centro e Alentejo. O acréscimo de carbono tem um horizonte temporal de pelo menos 8 anos (intervalo mínimo entre amostragens de solo nos povoamentos de eucalipto). RAIZ, dados não publicados.

Contudo, não se conhece a magnitude das perdas de carbono do solo causadas pela preparação do terreno prévia à instalação desses povoamentos nem as decorrentes da sua exploração. Quanto mais intensivas as práticas de preparação

do terreno e a fragmentação das camadas orgânicas, maior a aceleração da atividade microbiana e, assim, a depleção de carbono no ecossistema. Madeira et al (2002b) constataram um impacto sobretudo nos 10 cm superficiais, sendo que seis anos não foram suficientes para recuperar os teores iniciais de carbono no solo. Na profundidade de 0-40 cm, as perdas de carbono variaram entre 16 e 41 % em função da intensidade de mobilização do solo.

Há poucos estudos em Portugal sobre o contributo dos sobrantes de corte de povoamentos de eucalipto no aumento de carbono no solo. Azevedo (2000) verificou um acréscimo entre 10 a 30% nos teores de carbono total do solo num estudo na região de Óbidos (até 5 anos de idade do povoamento), destacando que a decomposição e libertação de nutrientes das folhas é mais rápida (50% em 2 anos) do que a dos ramos e cascas (50% entre 5 a 17 anos).

Desafios de investigação

O benefício da retenção de carbono de longo prazo nas plantações de eucalipto depende essencialmente da sua capacidade em enriquecer o solo pela queda de folhada durante o seu crescimento e manter biomassa remanescente nos ecossistemas florestais ao longo dos sucessivos ciclos de corte. As principais lacunas de conhecimento neste contexto estão relacionadas com a dinâmica de carbono no solo, que depende diretamente da gestão silvícola e das condições de solo e clima. As operações florestais mais frequentemente utilizadas e que podem provocar depleção de carbono são a gradagem, a ripagem, a remoção dos cepos e o uso de fogo controlado. É assim importante aprofundar os estudos que quantifiquem o seu impacto no ecossistema florestal em função da intensidade de atuação no terreno.

Outro aspeto relevante é conhecer a composição química das diferentes componentes da árvore de eucalipto que são depositadas no solo durante o ciclo de crescimento, bem como o seu período de decomposição. Este último depende essencialmente das características do solo que afetam a atividade microbiana e das condições de clima que influenciam a humidade e a temperatura do solo. Além disso, obter maior conhecimento sobre o ciclo geoquímico de nutrientes, formas químicas de carbono no solo e sua dinâmica de transformações é fundamental para melhorar a gestão de carbono nas florestas plantadas de eucalipto em Portugal.

No âmbito das metodologias de avaliação, é importante melhorar o conhecimento sobre as relações alométricas entre o volume de madeira produzido (variável mais facilmente mensurável) e a biomassa/carbono existente nos povoamentos em cada idade, principalmente em termos de raízes, componente para a qual há menos estudos disponíveis, e para o reservatório do solo. Ainda, melhorar a compreensão do impacto das alterações ambientais e práticas silvícolas de gestão florestal no balanço de carbono ao nível do ecossistema, recorrendo ao método do fluxo turbulento. Através deste método é possível obter uma discriminação temporal dos impactos destas alterações no sequestro de carbono do sistema e ainda a identificação dos reservatórios de carbono mais sensíveis.

Agradecimentos

Ana Cláudia Dias agradece à FCT/MCTES o seu contrato de investigação (CEECIND/02174/2017) e o apoio financeiro ao CESAM (UIDB/50017/2020+UIDP/50017/2020) através de fundos nacionais.

Referências bibliográficas

Alves A M, Pereira J S & Correia V 2012. Silvicultura: a gestão dos ecossistemas florestais. fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.

- APA 2000. National inventory report. Portugal. Submitted under the art.5 and 7 of Regulation (EU) n. 525/2013 of the European Parliament and of the Council on the greenhouse gas monitoring mechanism (MMR). Amadora.
- Azevedo, A P A 2000. Estudo da dinâmica do azoto e do carbono em plantações florestais intensivas. Tese de doutoramento em Engenharia Agrónómica. Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia. Lisboa, 296pp.
- Blanco J A 2018. Carbon and forest soils. *Managing Forest Soils for Carbon Sequestration: Insights From Modeling Forests Around the Globe*. Doi: 10.1016/B978-0-12-812128-3.00016-1.
- Correia A P, Pereira J A, Pita G, Carneiro M, Nogueira C, Silva J, Rodrigues A, Fabião A, Madeira A & Banza J 2005. Balanço de Carbono no Eucaliptal – Comparação entre o Fluxo Turbulento de CO₂ e a Estimativa do Modelo CO₂FIX V3.1 <https://www.repository.utl.pt/bitstream/10400.5/576/1/REP-Fabiao%20A..pdf>.
- IPCC 2019. Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Buendia C E, Tanabe K, Kranjc A, Baasansuren J, Fukuda M, Ngarize S, Osako A, Pyrozhenko Y, Shermanau P & Federici S (eds). Published: IPCC, Switzerland. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html>
- FAO 2020. Global Forest Resources Assessment 2020 *Key findings*. <http://www.fao.org/forest-resources-assessment/2020>
- Friedlingstein P, O'Sullivan M, Jones M W, Andrew R M, Hauck J, Olsen A, Peters G P, Peters W, Pongratz J, Sitch S, Le Quéré C, Bakker D C E, Canadell J G, Ciais P, Jackson R B, Alin S, Aragão L E O C, Arneeth A, Arora V, Bates N R, Becker M, Benoit-Cattin A, Bitting H C, Bopp L, Bultan S, Chandra N, Chevallier F, Chini L, Evans W, Florentie L, Forster P, Gasser T, Gehlen M, Gilfillan D, Gkritzalis T, Gregor L, Fruber N, Harris I, Hartung K, Haverd V, Houghton R A, Llyyina T, Jain A K, Joetzjer E, Jadono K, Kato E, Kitidis V, Korsbakken J I, Landschützer P, Lefèvre N, Lenton A, Lienert S, Liu Z, Lombardozzi D, Marland G, Metzl N, Munro D R, Nabel J E M S, Nakaoka S-I, Niwa Y, O'Brien K, Ono T, Palmer P I, Peirrot D, Poulter B, Resplandy L, Robertson E, Rödenbeck C, Schwinger J, Séférian R, Skjelvan I, Smith A J P, Sutton A J, Tanhua T, Tans P P, Tian H, Tillbrook B, van der Werf G R, Vuichard N, Walkers A P, Wanninkhof R, Watson A J, Willis D, Wiltshire A J, Yuan W, Yue X & Zaehle S 2020. Global Carbon Budget 2020, *Earth Syst. Sci. Data*, 12, 3269–3340, <https://doi.org/10.5194/essd-12-3269-2020>

- Jandl R, Rasmussen K, Tomé M. & Johnson D W 2006. The role of forest in carbon cycles, sequestration and storage. Issue 4. Forest Management and carbon sequestration. Newsletter N° 4. Natural Resources Canada. IUFRO.
- Lal 2005. Forest soils and carbon sequestration. Forest Ecology and Management 220: 242-258.
- Lal R, Negassa W & Lorenz K 2015. Carbon sequestration in soil. Environmental Sustainability 15: 79-86.
- Machado P L A 2005. Carbono do solo e a mitigação climática global. Química Nova. Volume 28, n.º 2, 329-334.
- Madeira M V, Fabião A, Pereira J S, Araujo M C & Ribeiro C 2002a. Changes in carbon stocks in *Eucalyptus globulus* Labill. plantations induced by different water and nutrient availability. Forest Ecology and Management 171: 75-85.
- Madeira M, Azevedo A, Soares P, Tomé M & Araujo M C 2002b. Efeitos da lavoura profunda e da gradagem nas características do solo e na produtividade de plantações de *Eucalyptus globulus*. Revista de Ciências Agrárias.
- Mayer M, Prescott C E, Abaker W E A, Augusto L, Cécillon L, Ferreira G W D, James J, Jandl R, Katzensteiner K, Laclau J-P, Laganière J, Nouvellon Y, Paré D, Stanturf J A, Vanguelova E I, Vesterdal L 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis, Forest Ecology and Management, Volume 466, 118127, ISSN 0378-1127, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127>.
- Pereira J S, Mateus J A, Aires L M, Pita G, Pio C, David J S, andrade V, Banzai J, David T S, Pac T A & Rodrigues A 2007. Net ecosystem carbon Exchange in three contrasting Mediterranean ecosystems - the effect of drought. Biogeosciences, 4, 791-802.
- Pérez-Cruzado, C, Mohren, G M J, Merino, A 2012. Carbon balance for different management practices for fast growing tree species planted on former pastureland in southern Europe: a case study using the CO₂Fix model. Eur J Forest Res 131, 1695-1716. <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0609-6>
- Pott C M & Estrela C C 2017. Histórico ambiental: desastres ambientais e o despertar de um novo pensamento. Estudos Avançados v.31 n.89 2017. 10.1590/s0103-40142017.31890021
- Karsenty A, Blanco C & Dufoir T 2003. Instruments related to the United Nations framework convention on climate change and their potential for sustainable forest management in Africa. CIRAD-Forêt, Paris, France. Forest and climate change, Food and agriculture organization of the United Nations. <http://www.fao.org/3/AC836E/AC836E03.htm>

- Ramachandra T V & Mahapatra D M 2016. The Carbon Footprint Handbook. Section I Methodological aspects of carbon footprint (3-44). Chapter 1: The science of carbon footprint assessment. Edited by Subramanian Senthilkannan Muthu, CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC.
- Ramesh T, Bolan N S, Kirkham M B, Wijesekara H, Kanchikerimath M, Rao C S, Sandeep S, Rinklebe J, Ok Y S, Choudhury B U, Wang H, Tang C, Wang X, Song Z, Freeman II O W 2019. Chapter One - Soil organic carbon dynamics: Impact of land use changes and management practices: A review. Editor(s): Donald L. Sparks, Advances in Agronomy, Academic Press, Volume 156, Pages 1-107, ISSN 0065-2113, ISBN 9780128175989, <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.02.001>.
- RAIZ 2002. Programa de recomendação de adubação *Nutriglobus*. The Navigator company.
- Ribeiro C, Madeira M & Araujo, M 2002. Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes. Forest Ecology and Management. 171. 31-41. 10.1016/S0378-1127(02)00459-0.
- Rodrigues A, Pita G, Mateus J, Kurz-Besson C, Casquilho M, Cerasoli S, Gomes A, Pereira A 2011. Eight years of continuous carbon fluxes measurements in a Portuguese eucalypt stand under two main events: Drought and felling. Agricultural and Forest Meteorology 151, 493-507.
- Sanquetta C R, Tomé M, Dias A C, Maas G C B, Sanquetta F T I & Corte P D 2019. Carbon storage and CO₂ dynamics from wood products harvested in Brazil during 1900–2016, Carbon Management, 10:4, 417-429, DOI: 10.1080/17583004.2019.1630242
- Sedjo R 2001. The Role of Forest Plantations in the World's Future Timber Supply. The Forestry Chronicle. 77. 221-225. 10.5558/tfc77221-2.
- Scharlemann J T, Edmund JV T, Roland H & Kapos V 2014. Global soil carbon: Understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. Carbon Management. Doi: 5. 81-91. 10.4155/cmt.13.77.
- Silva C F A 2012. O mercado voluntário de carbono. Mestrado Economia. Universidade Católica Portuguesa. Faculdade de Economia e Gestão. Porto.
- Tipper R 2000. Forestry and the Clean Development Mechanism, *Edinburgh Centre for Carbon Management*, 12th May 2000. <http://www.fao.org/3/a-ac836e.pdf>

O Eucalipto e o Fogo em Portugal nos Últimos 40 Anos

CAPÍTULO V

O Eucalipto e o Fogo em Portugal nos Últimos 40 Anos

Tânia Sofia Oliveira^{1*}, João Ezequiel¹, Cristina Marques¹, Luis Acevedo Muñoz¹, Sérgio Maggiolli², Cláudio Teixeira¹, João Melo Bandeira², José Miguel Cardoso Pereira³

¹RAIZ - Instituto de Investigação da Floresta e Papel; Florestas.pt; Quinta de S. Francisco, 3800-783 AVEIRO

*tania.oliveira@thenavigatorcompany.com

²Navigator Forest Portugal, Zona Industrial da Mitrena, 2910-738 SETÚBAL

³Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1349-017 LISBOA

Resumo. O eucalipto tornou-se uma das espécies incontornáveis da floresta portuguesa. Nos últimos anos, a ocorrência de grandes incêndios tem vindo a aumentar (onde os ocorridos em junho e outubro de 2017 foram particularmente significativos), acentuando a polémica em torno do efeito das plantações de eucalipto na propagação do fogo. Do protagonismo socioeconómico, aumento de área plantada e relação com o fogo resultam discussões apaixonadas, mas nem sempre fundamentadas no conhecimento existente.

A informação disponível permite esclarecer dúvidas e recentrar o problema nos fatores que têm realmente influência nos regimes de fogo: as dinâmicas demográficas e de uso do solo que ocorreram no último século e a necessidade de encarar a floresta para além da árvore, como um sistema complexo. É a estrutura dos povoamentos, mais do que as espécies, que condiciona a propagação dos incêndios.

Embora o problema dos incêndios, grandes e pequenos, seja territorial e não apenas do sector florestal, a solução passa pela gestão do uso do solo e do espaço rural, incluindo a floresta. Ao nível do ordenamento do território, a diversificação da paisagem e a redução da área florestal nalgumas zonas, quebrando a continuidade da vegetação,

são algumas das soluções possíveis. À escala da árvore e da propriedade, a gestão florestal é a única ferramenta que permite conviver com o fogo e minimizar os danos causados pelos incêndios.

É possível fazer melhor com os recursos disponíveis, adequando as opções de gestão às condições locais, numa perspectiva integrada à escala da paisagem, que considera as suas múltiplas dimensões: social, ambiental e económica.

Este artigo faz parte do Caderno Técnico da Silva Lusitana sobre Eucalipto em Portugal. Tem como ponto de partida a obra "O Eucalipto em Portugal. Impactes Ambientais e Investigação Científica" publicada em 2007 e procura dar visibilidade a algum do conhecimento científico desenvolvido nos últimos 10-15 anos sobre plantações de eucalipto e o fogo.

Palavras-chave: Eucalipto, fogo, gestão florestal, paisagem, Portugal

Eucalyptus and fire

Abstract: *Eucalyptus* became a common species in the Portuguese forest. In recent years, the occurrence of major fires has increased (particularly those of June and October 2017), fuelling the controversy surrounding the effect of eucalypt plantations on the spread of fire. It's socioeconomic role, the increase in planted areas and the relationship with fire result in passionate discussions, not always based on the available knowledge.

The information available allows clarifying doubts and refocusing the problem on the factors that really influence fire regimes: the demographic and land-use dynamics that occurred in the last century and the need to look at the forest beyond the tree, as a complex system. The stand structure, more than the species, influences the spread of fire. Although the problem of fires, large and small, is territorial and not just from the forest sector, the solution is to manage land use and rural space, including the forest. In terms of spatial planning, diversifying the landscape, reducing forest in some areas and breaking the vegetation continuity are some of the possible solutions. At the tree and property scale, forest management is the only tool that allows coping with fire and minimizing the damages caused by it.

It is possible to do better with the available resources, adapting management options to local conditions, in an integrated perspective at the landscape level, considering its multiple social, environmental and economic dimensions.

This article is part of Silva Lusitana's "Caderno Técnico" on Eucalypts in Portugal. Its starting point is the work "O Eucalipto em Portugal. Impactes Ambientais e Investigação Científica" published in 2007 and seeks to give visibility to some of the scientific knowledge developed in the last 10-15 years on eucalyptus plantations and fire.

Key words: Eucalypts, fire, forest management, landscape, Portugal

Eucalyptus et feu

Résumé: L'eucalyptus est devenu l'une des espèces incontournables de la forêt portugaise. Ces dernières années, la fréquence des incendies majeurs s'est accrue (notamment ceux survenus en juin et octobre 2017), accentuant la polémique autour de l'effet des plantations d'eucalyptus sur la propagation du feu. Le rôle socio-économique, l'augmentation de la superficie plantée et la relation avec le feu, donnent lieu à des discussions passionnées, mais pas toujours basées sur les connaissances actuellement disponibles.

Les informations disponibles permettent de clarifier les doutes et de recentrer le problème sur les facteurs qui influencent réellement les régimes de feu: la dynamique démographique et d'utilisation des terres qui s'est produite au siècle dernier et la nécessité de faire face à la forêt au-delà de l'arbre, comme un système complexe. La structure des peuplements, plus que l'espèce, conditionne la propagation des incendies.

Bien que le problème des incendies, petits et grands, soit territorial et pas seulement le secteur forestier, la solution consiste à gérer l'utilisation des terres et l'espace rural, y compris la forêt. En termes d'aménagement du territoire, diversifier le paysage et réduire la superficie forestière dans certaines zones, et rompre la continuité de la végétation, sont quelques-unes des solutions possibles. A l'échelle de l'arbre et de la propriété, la gestion forestière est le seul outil qui permet de vivre avec le feu et de minimiser les dégâts causés par les incendies.

Il est possible de faire mieux avec les ressources disponibles, en adaptant les options de gestion aux conditions locales, dans une perspective intégrée à l'échelle du paysage et en considérant ses multiples dimensions: social, environnementale et économique.

Cet article fait partie du « Caderno Técnico » de Silva Lusitana sur l'eucalyptus au Portugal. Son point de départ est l'œuvre «O Eucalipto em Portugal. Impactes Ambientais e Investigação Científica» publié en 2007 et vise à donner

de la visibilité à certaines des connaissances scientifiques développées au cours des 10 à 15 dernières années sur les plantations d'eucalyptus et les incendies.

Mots-clés: *Eucalyptus*, feu, gestion forestière, paysage, Portugal

O fogo na região mediterrânica

O fogo é um elemento-chave no processo ecológico e evolutivo nas regiões com climas do tipo mediterrânico: os invernos chuvosos e amenos proporcionam produtividade vegetal elevada e os verões quentes e secos retiram a humidade à vegetação, permitindo que esta possa arder (SILVA *et al.*, 2011). É igualmente sabido que a variabilidade inter-anual dos indicadores de regime do fogo está relacionada com a variação observada nas condições meteorológicas e de secura (LOURENÇO e BERNARDINO, 2013). Na realidade, dos três factores que controlam o comportamento do fogo, nomeadamente os combustíveis, a topografia e as condições meteorológicas, este último revela-se o fator mais dinâmico, heterogéneo e o que apresenta maior importância na ignição e propagação dos incêndios (COLAÇO *et al.*, 2009; LOURENÇO e BERNARDINO, 2013). Mais de 80% da variabilidade da área ardida mensal em Portugal é explicada através do índice de perigo meteorológico de incêndio FWI (CARVALHO *et al.*, 2008). Este índice, desenvolvido pelo *Canadian Forest Service* e adotado para ser aplicado em Portugal (classes de perigo calibradas para o nosso país) por PALHEIRO *et al.*, (2006) é calculado diariamente como função da temperatura e humidade relativa do ar, velocidade do vento e precipitação acumulada nas últimas 24 horas. Igualmente, mais de 80% da área ardida anualmente ocorre em apenas 10% dos dias de verão (PEREIRA *et al.*, 2005).

As características climáticas permitiram alterar a paisagem e expandir as terras agrícolas e de pastoreio desde o Neolítico através do uso do fogo e, em consequência disso, mudar o seu regime natural na Europa (REGO *et al.*, 2010). O uso do fogo para disponibilizar melhores condições para o pastoreio esteve na origem de muitas das paisagens mediterrânicas, continuando a ser uma prática relativamente comum. A vegetação desta região, onde Portugal se insere, resulta também da ação frequente do fogo, constatável pela diversidade de mecanismos de resposta ao fogo que se podem identificar nas espécies dominantes da flora

arbustiva e arbórea. Por esta razão, o fogo (dependendo do seu ciclo e intensidade) é parte integrante e necessária à manutenção de alguns destes ecossistemas (PAUSAS e VALLEJO, 1999).

A utilização do fogo foi um dos primeiros instrumentos usados pelo Homem, contribuindo significativamente para a sua evolução (ADLER, 2013), contudo a nossa capacidade de o controlar continua (e continuará) limitada (BOWMAN *et al.*, 2009). Outro dos paradoxos é a sua capacidade de ser benéfico ou prejudicial (dependendo da sua intensidade), bem expresso no ditado finlandês "o fogo é um mau patrão, mas um bom servo" (REGO *et al.*, 2010). Se controlado e de baixa intensidade, o uso do fogo pode ser benéfico quando varia entre as queimas de amontoados e sobrantes, queimadas tradicionais extensivas para renovação de pastagens e a aplicação técnica (prescrição de fogo controlado) para um objectivo de gestão específico. Este tipo de fogo, mais associado a matos, tende a ser mais frequente, menos intenso e com áreas ardidas mais pequenas. Quando a intensidade do fogo aumenta, temos incêndios de maior dimensão, normalmente associados a florestas e que atingem áreas maiores. Este é o lado prejudicial do fogo, quando a sua utilização é feita sem planeamento e recursos técnicos adequados ou quando o descontrolo dá origem a incêndios com impactes negativos (FERNANDES *et al.*, 2013).

O uso do solo (que deriva das condições do clima, relevo e da vegetação e é influenciado pela estrutura da propriedade) é um factor preponderante na variação dos regimes de fogo em Portugal. No Alentejo ocorrem poucos fogos e de baixa intensidade, normalmente em terreno agrícola ou agroflorestal, em oposição aos que se desenvolvem na zona centro interior do país e na serra algarvia, onde o espaço florestal contínuo predomina e os incêndios estão entre os maiores do país. No norte interior os fogos são frequentes, mas sobretudo em zonas ocupadas por matos. Em Lisboa, Porto e outras zonas urbanas a frequência é muito maior do que nas restantes regiões, mas geralmente percorrem extensões menores (MOREIRA *et al.*, 2009; NUNES *et al.*, 2014). A

dinâmica rural e as alterações de ocupação e uso do solo, assim como as transformações sociais, constituem os fatores mais relevantes que determinam transições nos regimes do fogo (FERNANDES *et al.*, 2014). O abandono rural, o envelhecimento da população, as alterações dos modos de vida e usos do solo tradicionais e o desaparecimento de profissões com papel ativo na utilização e vigilância de espaços florestais levaram à diminuição das pessoas no meio rural e à acumulação de matos e outros combustíveis florestais (NUNES *et al.*, 2014).

O crescimento da floresta e o fogo

Olhando para as alterações de uso do solo em Portugal das últimas décadas (Figura 1), observa-se um crescimento da área florestal de menos de 2 milhões de hectares em 1902 para cerca de 3,2 milhões em 2015. A floresta produz, ao longo do tempo, 10 a 15 vezes mais biomassa que os outros ecossistemas terrestres, sendo a acumulação de combustíveis sem gestão considerada uma das principais causas dos incêndios florestais em Portugal (NUNES *et al.*, 2014). O aumento das áreas florestadas e agrícolas deu-se à custa da alteração de áreas de incultos, que atingiram áreas mínimas na década de 1950/60. A partir desta altura, as áreas agrícolas diminuíram, a floresta continuou o seu crescimento, assim como as áreas de matos e pastagens. Este aumento da continuidade florestal e da carga combustível produzida ajudam a explicar o aumento da severidade dos incêndios (FERNANDES *et al.*, 2016b; MORENO *et al.*, 2014; VIEDMA *et al.*, 2015).

Os dados de áreas ardidas só começaram a ser recolhidos de forma sistemática a partir de 1980, sendo que até 1975 era feito apenas um registo de áreas públicas ardidas (PEREIRA e SANTOS, 2003). A análise destes dados (Figura 2) mostra que existe um carácter cíclico na área ardida e que a área total ardida tem vindo a aumentar. A entrada no século XXI foi acompanhada com o

surgimento de anos de valores recorde de área ardida e incêndios com dimensão superior a 10 mil hectares (FERNANDES *et al.*, 2016).

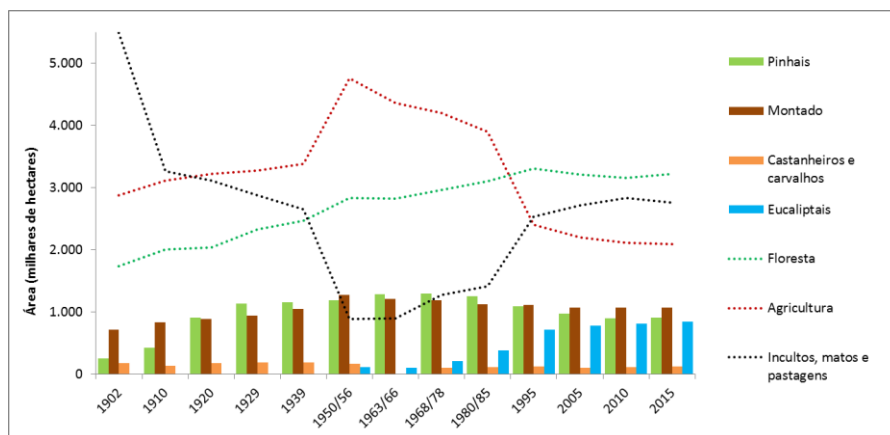


Figura 1 – Evolução da ocupação do uso do solo em Portugal Continental, entre 1902 e 2015 (eixo horizontal não à escala), por florestas, agricultura e áreas de incultos, matos e pastagens e da ocupação da área florestal por pinhais (pinheiro bravo e manso), eucaliptais, montado (de sobreiro e azinho), castanheiros e carvalhos (dados de 1902 a 1980/85 de MENDES (2002) e entre 1995 e 2015 de ICNF (2019))

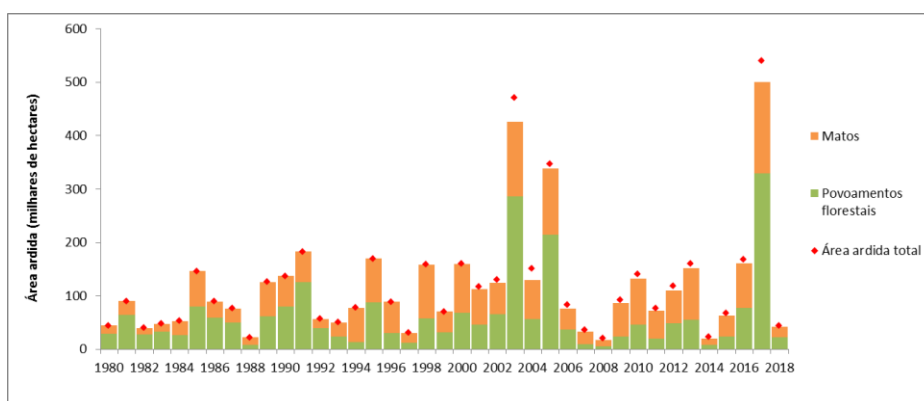


Figura 2 - Evolução da área ardida total, em matos e povoamentos florestais entre 1980 e 2018 (dados PORDATA, 2020)

Para tentar perceber se existe ou não uma relação entre a floresta e a área ardida, há que olhar para os dados de forma integrada (Figuras 1 e 2). A evolução da área florestal ou até mesmo as suas dinâmicas de alterações de espécies (o crescimento da área de eucalipto, o recuo do montado e o decréscimo da área de pinhal, especialmente pinheiro bravo), não são "a" explicação para as áreas ardidas. O que os dados mostram é que na década de 1980-1990 houve um decréscimo de área agrícola, acompanhado de um crescimento de matos e pastagens (Figura 1), resultante de dinâmicas sociais e demográficas. Isto levou a que houvesse um aumento na percentagem de matos ardidos (Figura 2), de uma média de 40% na década de 1980 para uma média de 50% na década de 1990.

Da área ardida entre 2006 e 2016, 38% correspondeu a povoamentos florestais e 62% a matos (ICNF, 2017) . De acordo com o Boletim estatístico da Celpa (CELPA, 2019), entre 2009 e 2018, 46,3% da área ardida correspondia a matos e pastagens, 17,5% a pinheiro-bravo, 17,4% a eucalipto, 11,8% a outros usos de solo e 6,8% a outras espécies. Os matos e pastagens parecem ser assim as áreas de maior incidência de fogos rurais, não as áreas florestais. Contudo, não podemos esquecer que os fogos em matos, dependendo da altura do ano, são tendencialmente benéficos (como renovação da vegetação), ao contrário dos incêndios florestais, que destroem a vegetação. Além disso, as áreas de matos e pastagens tendem a ser mais inacessíveis e fogos nestas zonas são mais difíceis de combater e considerados menos prioritários (MOREIRA *et al.*, 2009; PEREIRA, 2018).

Adaptação do eucalipto ao fogo

À semelhança de outras espécies florestais mediterrânicas (como o pinheiro-bravo ou o sobreiro), os eucaliptos evoluíram num ambiente onde o fogo é um fenómeno natural recorrente (CRISP *et al.*, 2011; HILL e JORDAN, 2016). Em

resposta à ação ecológica modeladora do fogo desenvolveram ou mantiveram um conjunto de características que permitem sobreviver à passagem do mesmo. A maior parte destas adaptações visam assegurar, por um lado, a sobrevivência dos indivíduos ao fogo, alterando o seu comportamento e protegendo-os de danos, enquanto por outro garantem a sobrevivência da próxima geração.

A capacidade para perder os ramos mais baixos e a queda da casca velha limitam a acumulação de combustíveis em altura, protegendo a copa e as sementes, contidas em cápsulas lenhosas espessas disposta no alto da mesma (BOOTH, 2017). Além das sementes, os eucaliptos também regeneram vegetativamente, quer a partir de rebentação ao longo do tronco (epicórmica), quer através de meristemas (estruturas lenho-tuberosas) ligeiramente abaixo do solo (BOWMAN *et al.*, 2014; CRISP *et al.*, 2011; HODGSON, 1967).

Os eucaliptos, tal como outras plantas adaptadas a ambientes pirófitos, possuem características inflamáveis que resultam da capacidade da espécie tolerar e sobreviver ao fogo e não por serem espécies que promovem o fogo ou que "gostem" de arder (BOWMAN *et al.*, 2014). Numa avaliação realizada por especialistas europeus, o eucalipto pontuou 4,5 numa escala de combustibilidade de um a cinco, imediatamente abaixo de pinhais (de pinheiro-bravo e pinheiro-manso) e matos de urze, tojo e carqueja, que pontuaram cinco (XANTHOPOULOS *et al.*, 2012).

Tal como outros arbustos da flora autóctone (como o rosmaninho, alecrim ou esteva), as folhas do eucalipto possuem compostos voláteis que são inflamáveis, sobretudo quando secas (DIMITRAKOPOULOS e PAPAIOANNOU, 2001). Porém, estas substâncias têm uma presença diminuta na folhada (apenas 0,8-2% do peso seco) e que depende da secura das folhas (SUBRAMANIAN *et al.*, 2012). Acresce que as características estruturais das folhas se sobrepõem ao efeito dos óleos (HODGSON, 1967), já que a inflamabilidade está correlacionada com a razão entre a superfície foliar e a massa da mesma (BOWMAN *et al.*, 2014; GROOTEMAAT *et al.*, 2017).

A libertação da casca do eucalipto durante o período estival (à semelhança de outras mirtáceas) aumenta a susceptibilidade de fogos de superfície, onde cascas e folhas se acumulam. Contudo, as longas tiras que ficam suspensas podem ser responsáveis por focos secundários de fogo a distâncias consideráveis, por vezes a mais de 5 Km (CRUZ *et al.*, 2015; GROOTEMAAT *et al.*, 2017). Este fator é atenuado dentro de plantações regulares, onde as copas e a continuidade florestal impedem a elevação aerodinâmica das mesmas, sendo mais comum nos limites das plantações, nas faixas de gestão de combustíveis ou em zonas onde o declive/relevo crie condições favoráveis a esta elevação (CRUZ *et al.*, 2015).

O fogo prefere o eucalipto?

Entre as espécies florestais existentes em Portugal continental, o pinheiro bravo (*Pinus pinaster*) e o eucalipto (*Eucalyptus globulus*) são as espécies que mais ardem, não só por serem as que estão mais representadas, mas também por serem, a par com os carvalhos caducifólios (*Quercus pyrenaica*, *Q. robur* e *Q. faginea*) os tipos de floresta com maior índice de preferência pelo fogo (MATEUS e FERNANDES, 2014). Ainda assim, eucalipto e o pinheiro-bravo não totalizam, juntos, nem metade da área ardida. A área ocupada por eucalipto quase triplicou nos últimos 30 anos, não estando o seu crescimento correlacionado com o crescimento da área ardida total (Figura 3). A área ardida de eucalipto tem-se mantido numa média de cerca de 10% da área ardida total. FERNANDES *et al.* (2019) não encontraram evidências que suportem conclusões sobre a influência do incremento de área plantada de eucalipto no regime de fogo.

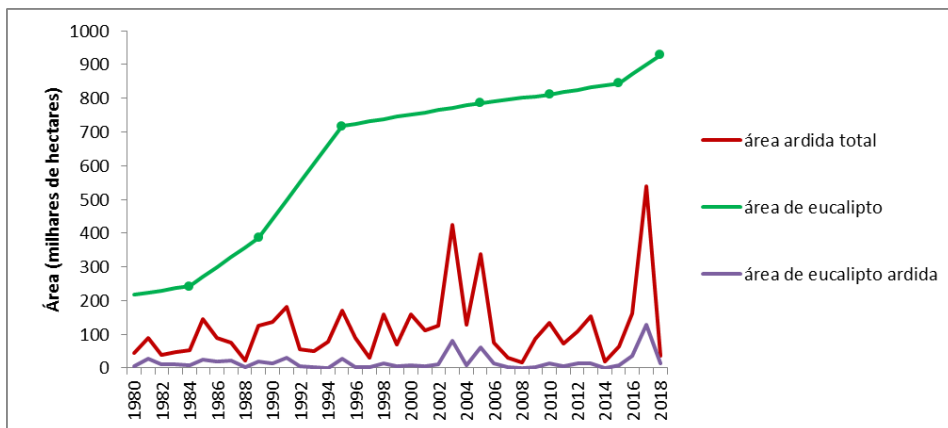


Figura 3 – Evolução da área de eucalipto em Portugal, área ardida total e área ardida de eucalipto. (Dados de DEVY-VARETA (1993); FERNANDES *et al.* (2019); ICNF (2019); PORDATA (2020); RADICH e OLIVEIRA BAPTISTA (2005))

Os resultados de diferentes estudos de seletividade do fogo indicam que incêndios mais pequenos tendem a ser mais seletivos, preferindo zonas de matos. Esta preferência está relacionada não só com o facto de muitos destes fogos serem usados como uma ferramenta de gestão de uso do solo (renovação de pastagens), mas também com a estrutura (que facilita a mistura ar-combustível) e a acumulação de combustíveis neste tipo de vegetação (que facilitam a progressão do fogo) (MOREIRA *et al.*, 2009). Embora as áreas de matos tenham maior teor de humidade que as zonas arborizadas (o fogo propaga-se pelas copas vivas), têm também maior exposição às condições meteorológicas e à radiação solar e os combustíveis secam mais rapidamente. Assim, em igualdade de circunstâncias, o fogo em mato é impelido por ventos mais fortes e combustível morto mais seco que em áreas arborizadas.

Análises da preferência do fogo com base na área ardida (Figura 4) revelam que zonas de culturas agrícolas e sistemas agro-florestais tendem a ser evitadas pelo fogo. Os matos são a ocupação com maior tendência para arder e, nos povoamentos florestais, o pinheiro bravo é mais afectado relativamente à sua

disponibilidade na paisagem que outras espécies florestais como eucaliptos e outras folhosas (BARROS e PEREIRA, 2014; MOREIRA *et al.*, 2009; NUNES *et al.*, 2005). À medida que os incêndios vão aumentando de tamanho e de intensidade, a preferência tende a esbater-se.



Figura 4 – Gradiente de preferência do fogo com base em dados de área ardida (COLAÇO, 2017)

As cargas médias de combustível em pinhal bravo rondam as 28 toneladas por hectare, enquanto o valor médio para eucaliptais se situa nas 16 toneladas por hectare (ROSA *et al.*, 2011). As diferenças resultam do modo de exploração do eucalipto e também da velocidade de decomposição da sua folhada. Isto reflete-se, por exemplo, na quantidade de folhada acumulada nos povoamentos das diferentes espécies: entre 0,83 e 5,8 toneladas por hectare em eucalipto e entre 1,36 e 32,1 toneladas em pinhal bravo (ROSA *et al.*, 2011).

A gestão ativa em áreas de eucalipto, especialmente as associadas às empresas industriais, inclui medidas como desbastes/seleções de varas e limpezas de matos regulares, com o objetivo de reduzir as cargas combustíveis (FERNANDES *et al.*, 2019; MIRRA *et al.*, 2017). Estas medidas reduzem a continuidade vertical e horizontal dos combustíveis e os dados mostram que nestas áreas os incêndios são menos frequentes. Entre 2009 e 2018, na área sob

gestão das empresas associadas da CELPA, a percentagem média anual de área de eucalipto ardida foi de 1,3%. A nível nacional e no mesmo período, a média anual de área ardida de eucalipto foi de 17,4% (CELP, 2019). Embora a gestão não seja exclusiva dos povoamentos na posse da indústria, as intervenções nestas áreas têm impacte na redução do risco. Este facto foi também comprovado nos grandes incêndios de 2017, onde os relatórios produzidos pelas Comissões Técnicas Independentes (CTI) concluíram que a gestão de combustíveis contribuiu significativamente para a supressão ou redução da severidade do fogo nos povoamentos de eucalipto (CTI, 2017, 2018). Mais, o relatório de 2017 é perentório em afirmar que a simples "...substituição do eucalipto, por espécies tidas como mais resistentes à propagação do fogo, como o sobreiro, medronheiro e carvalhos, traria resultados modestos de diminuição da área ardida em caso de existência de um estrato arbustivo relevante nos povoamentos."

Este tipo de silvicultura intensiva, em que os povoamentos de eucalipto são geridos ativamente, torna-os menos susceptíveis a incêndios, relativamente a povoamentos de pinheiro bravo. Nestas áreas, a cobertura de matos é superior à encontrada em povoamentos de eucalipto, onde a rotação é mais curta, as atividades de gestão são mais frequentes e existem mecanismos privados de combate de incêndio, a AFOCELCA (MOREIRA *et al.*, 2009). Além disso, comprova que a gestão adequada dos combustíveis no sob coberto das plantações minimiza o perigo de incêndio (HODGSON, 1967), sendo a melhor forma de controlo e prevenção dos incêndios.

Impactes dos incêndios

A dimensão e impactes dos incêndios dependem do comportamento do fogo: as características de propagação e a intensidade. Neste têm influência os fatores meteorológicos e topográficos (não controláveis) e o combustível (fator passível

de ser controlado), neste caso, a vegetação. Não havendo como eliminar o fogo, pois ele faz e vai continuar a fazer parte dos nossos ecossistemas, a melhor forma de reduzir os impactos é fazer uma gestão ativa da vegetação, tendo em vista controlar incêndios de baixa intensidade e evitar os de elevada. A silvicultura preventiva e a gestão de combustíveis são então uma forma de modificar o comportamento do fogo e diminuir a sua intensidade e impacto (FERNANDES, 2006; PINHO *et al.*, 2006).

Os incêndios provocam perda de rendimento económico, danos e alterações ecológicas nos ecossistemas florestais. Os efeitos do fogo no solo, na água, na vegetação, na fauna e na atmosfera podem ser encontrados na literatura, nomeadamente em DeBANO, NEARY and FFOLLIOTT (1998). Os impactos específicos nos ecossistemas florestais são abordados em PEREIRA *et al.* (2006) e ALVES, PEREIRA e SILVA (2007). A mortalidade de eucaliptos em consequência do fogo depende da severidade do incêndio, da rotação e do grau de desenvolvimento do povoamento. À medida que a idade do povoamento e a rotação aumenta, também cresce a mortalidade como consequência do aumento de combustível no solo resultante de atividades de exploração e de seleção de varas. Contudo, a mortalidade é menor em povoamentos adultos, que têm as copas mais elevadas. (SILVA *et al.*, 2014). Embora nos anos iniciais as plantações tenham menor probabilidade de arder, é nesta altura que se encontram mais vulneráveis a possíveis danos causados pelo fogo. As copas estão mais perto do solo e mais susceptíveis a incêndios, especialmente quando a quantidade de combustível disponível para arder é elevada. Cortar a vegetação e retirar (ou incorporar no solo, com ganhos adicionais de fertilidade) a biomassa que possa servir de combustível é a melhor forma de diminuir o risco e a susceptibilidade ao incêndio nesta altura.

A capacidade de recuperação da vegetação após um incêndio depende de múltiplos fatores, mas sobretudo das medidas de gestão implementadas. Após um incêndio, quando as árvores queimadas têm dimensão suficiente para serem

vendidas, existe uma razão económica para serem exploradas. Embora a retirada da madeira queimada seja uma fonte de rendimento (que pode ser aplicado na recuperação) e retirar biomassa do local, o que reduz o risco de novo incêndio, a exploração provoca impactes no solo, deixa-o desprotegido e pode causar problemas de erosão. Ainda assim, e embora existam lacunas de conhecimento, a opção deve ser por privilegiar uma ação rápida, garantindo não só o tratamento da vegetação queimada, mas também a conservação do solo e a recuperação da vegetação/arborização (SILVA *et al.*, 2007).

Quando as árvores não têm dimensão comercial, quando a área não é gerida ou a produtividade é baixa, não existe incentivo para a retirada do material queimado. Isto cria áreas vulneráveis com elevadas cargas de biomassa: a vegetação queimada à qual se junta a regeneração natural (vegetativa e por semente) e o crescimento de vegetação sem qualquer controle. Uma análise mais completa sobre a regeneração natural do eucalipto e questões associadas pode ser encontrada no capítulo correspondente neste Caderno Técnico: A regeneração natural do eucalipto em Portugal – desafios e constrangimentos. Em plantações de zonas de produtividade baixa, o fogo tem sido o rastilho para o abandono e ausência de gestão, e vice-versa, contribuindo para a ocorrência de florestas mistas e matagais, ambos com maior susceptibilidade a incêndios (SILVA *et al.*, 2011). Temos então um círculo vicioso: os incêndios aumentam a probabilidade da ocorrência de novos fogos.

Os desafios da gestão

Como referido anteriormente, a área ocupada por eucalipto triplicou desde 1980, mas a área ardida global não teve um aumento correspondente. O eucalipto representa hoje mais de um quarto da área florestal portuguesa, mas a sua área ardida corresponde a apenas 10% do total de área ardida e a dimensão

final dos fogos com início nestas áreas é semelhante aos originados noutros tipos de floresta.

A dimensão dos grandes incêndios é determinada pela continuidade vegetal e influenciada pelo padrão espacial de incêndios anteriores (FERNANDES *et al.*, 2016b). O aumento do número e da frequência dos incêndios tem feito crescer o número de áreas abandonadas. Em muitos casos, o abandono está associado aos incêndios, que desincentivam a gestão das propriedades (não há retorno financeiro, nem interesse, em investir numa área que vai arder) e dão origem a áreas de elevado risco (SILVA *et al.*, 2011). Este ciclo vicioso faz com que os incêndios sejam umas das mais significativas ameaças que as áreas florestais do sul da Europa enfrentam, podendo este problema escalar com os efeitos das alterações climáticas. Os cenários para o século XXI preveem reduções da precipitação entre 20% e 40% e uma estação chuvosa mais curta, assim como aumento das temperaturas, especialmente no interior e Sul do Tejo (MIRANDA *et al.*, 2006). Estas condições irão certamente contribuir para um maior risco de incêndio e modificar o padrão de distribuição das espécies florestais (PEREIRA *et al.*, 2006; COSTA *et al.*, 2017). Embora seja difícil extrapolar as condições no futuro, com um clima mais quente e seco é expectável que os incêndios continuem a ser um problema. Sabe-se, contudo, que a resposta dos regimes de fogo às condições do clima é mediada pela vegetação (PAUSAS e PAULA, 2012), pelo que as alterações nos ecossistemas, nomeadamente as resultantes da sua gestão, vão afectar a frequência e severidade de futuros incêndios.

A estrutura dos povoamentos e a gestão ativa, que condiciona a acumulação de combustível, são os factores mais importantes na seletividade do fogo (BARROS e PEREIRA, 2014; FERNANDES, 2009; FERNANDES *et al.*, 2016b; MOREIRA *et al.*, 2009; NUNES *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2009). Reconhecer as adaptações e vulnerabilidades dos povoamentos de eucalipto face ao fogo possibilita a tomada de decisões planeadas que permitem uma maior resistência destas plantações. A gestão ativa, que diminui a vegetação sob coberto, faz com

que a combustibilidade dos povoamentos diminua também. Mas a gestão deve considerar outros aspectos, como a estrutura dos povoamentos a plantar e o enquadramento do planeamento e acções a desenvolver à escala da paisagem (MIRRA *et al.*, 2017). A instalação ou reinstalação de povoamentos florestais deve ser planeada de acordo com aspectos inerentes à topografia e condições meteorológicas da região, entre outros. Isto permite que apenas as zonas mais adequadas sejam consideradas, reduzindo áreas florestadas contínuas e em zonas marginais e deslocando-as para situações mais favoráveis, onde se devem adequar as técnicas silvícolas de forma a tornar estes povoamentos mais resilientes à ocorrência de incêndios florestais. A sua integração em mosaicos paisagísticos, baseados em modelos agro-silvo-pastoris e que considerem a componente da conservação da biodiversidade, permite criar uma paisagem diversificada, mais resiliente, económica e socialmente interessante, na perspectiva de uma plena monetarização dos bens florestais e serviços de ecossistema produzidos. O ordenamento do território, com descontinuidades e infraestruturas que criem zonas que abrandem a intensidade e a velocidade do fogo, e áreas em que o combate se torna possível, ajudam na gestão do fogo e na minimização dos seus impactes.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Miguel Almeida (ADAI-CEIF) pelas sugestões dadas, que contribuíram para a melhoria deste texto, e a Paulo Fernandes e Nuno Guiomar pela sua revisão.

Bibliografia consultada

- ADLER, J., 2013. Why Fire Makes Us Human. *Smithson. Mag* June 2013. <https://www.smithsonianmag.com/science-nature/why-fire-makes-us-human-72989884/>
- ALVES, A.M., PEREIRA, J.S., SILVA, J.M.N. (Eds.), 2007. *O Eucaliptal em Portugal. Impactes Ambientais e Investigação Científica*. ISAPress, Lisboa.
- BARROS, A.M.G., PEREIRA, J.M.C., 2014. *Wildfire selectivity for land cover type: Does size matter?* *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0084760>
- BOOTH, T.H., 2017. Going nowhere fast: A review of seed dispersal in eucalypts. *Aust. J. Bot.* **65**: 401-410. <https://doi.org/10.1071/BT17019>
- BOWMAN, D.M.J.S., BALCH, J.K., ARTAXO, P., BOND, W.J., CARLSON, J.M., COCHRANE, M.A., D'ANTONIO, C.M., DEFRIES, R.S., DOYLE, J.C., HARRISON, S.P., JOHNSTON, F.H., KEELEY, J.E., KRAWCHUK, M.A., KULL, C.A., MARSTON, J.B., MORITZ, M.A., PRENTICE, I.C., ROOS, C.I., SCOTT, A.C., SWETNAM, T.W., VAN DER WERF, G.R., PYNE, S.J., 2009. Fire in the Earth System. *Science* (80-.). **324**: 481-484. <https://doi.org/10.1126/science.1163886>
- BOWMAN, D.M.J.S., FRENCH, B.J., PRIOR, L.D., 2014. Have plants evolved to self-immolate? *Front. Plant Sci.* **5**: 1-9. <https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00590>
- CARVALHO, A., FLANNIGAN, M.D., LOGAN, K., MIRANDA, A.I., BORREGO, C., 2008. Fire activity in Portugal and its relationship to weather and the Canadian Fire Weather Index System. *Int. J. Wildl. Fire.* <https://doi.org/10.1071/WF07014>
- CELPA, 2019. *Boletim estatístico da Indústria Papeleira Portuguesa | 2018*.
- COLAÇO, C., 2017. *Bases para uma educação ambiental orientada para a diminuição do risco e aumento da resiliência das comunidades aos incêndios florestais em Portugal*. Tese de Doutoramento. Universidade de Santiago de Compostela.
- COLAÇO, C., CORREIA, A.V., BAPTISTA, C., GABRIEL, C., PINHO, J., CARVALHO, M., QUEIRÓS, R., 2009. *Florestas, muito mais que árvores - Manual de Educação Ambiental para a Floresta*, AFN - Autoridade Florestal Nacional
- COSTA, R., FRAGA, H., FERNANDES, P.M., SANTOS, J.A., 2017. Implications of future bioclimatic shifts on Portuguese forests. *Reg. Environ. Chang.* **17**: 117-127. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-0980-9>
- CRISP, M.D., BURROWS, G.E., COOK, L.G., THORNHILL, A.H., BOWMAN, D.M.J.S., 2011. Flammable biomes dominated by eucalypts originated at the Cretaceous-Palaeogene boundary. *Nat. Commun.* **2**: 193-198. <https://doi.org/10.1038/ncomms1191>
- CRUZ, M.G., GOULD, J.S., ALEXANDER, M.E., SULLIVAN, A.L., LACHLAN MCCAW, W., MATTHEWS, S., 2015. *A Guide to Rate of Fire Spread Models for Australian Vegetation*. CSIRO Land and Water, Canberra, ACT, and AFAC, Melbourne, Vic, 125 pp.

- CTI - Comissão Técnica Independente, 2018. *Avaliação dos incêndios ocorridos entre 14 e 16 de outubro de 2017 em Portugal Continental.*
- CTI - Comissão Técnica Independente, 2017. *Análise e apuramento dos factos relativos aos incêndios que ocorreram em Pedrogão Grande, Castanheira de Pera, Ansião, Alvaiázere, Figueró dos Vinhos, Arganil, Góis, Penela, Pampilhosa da Serra, Oleiros e Sertão, entre 17 e 24 de junho de 2017.*
- DeBANO, L.F., NEARY, D.G., FFOLLIOTT, P.F., 1998. *Fire Effects on Ecosystems.* John Wiley & Sons, Inc., New York.
- DEVY-VARETA, N., 1993. *A floresta no espaço e no tempo em Portugal : a arborização da Serra da Cabreira 1919-1975.* Tese de Doutoramento, Faculdade de Letras da Universidade do Porto.
- DIMITRAKOPOULOS, A.P., PAPAIOANNOU, K.K., 2001. Flammability assessment of Mediterranean forest fuels. *Fire Technol.* <https://doi.org/10.1023/A:1011641601076>
- FERNANDES, P., 2006. Silvicultura preventiva e gestão de combustíveis: Opções e optimização, em: *Incêndios Florestais em Portugal* pp. 327-354.
- FERNANDES, P.M., 2009. Combining forest structure data and fuel modelling to classify fire hazard in Portugal. *Ann. For. Sci.* **66**: 415-415. <https://doi.org/10.1051/forest/2009013>
- FERNANDES, P.M., BARROS, A.M.G., PINTO, A., SANTOS, J.A., 2016a. Characteristics and controls of extremely large wildfires in the western Mediterranean Basin. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* **121**: 2141-2157. <https://doi.org/10.1002/2016JG003389>
- FERNANDES, P.M., DAVIES, G.M., ASCOLI, D., FERNÁNDEZ, C., MOREIRA, F., RIGOLOT, E., STOOF, C.R., VEGA, J.A., MOLINA, D., 2013. Prescribed burning in southern Europe: Developing fire management in a dynamic landscape. *Front. Ecol. Environ.* 11(Online Issue 1):e4-e14. <https://doi.org/10.1890/120298>
- FERNANDES, P.M., GUIOMAR, N., ROSSA, C.G., 2019. Analysing eucalypt expansion in Portugal as a fire-regime modifier. *Sci. Total Environ.* **666**: 79-88. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.237>
- FERNANDES, P.M., LOUREIRO, C., GUIOMAR, N., PEZZATTI, G.B., MANSO, F.T., LOPES, L., 2014. The dynamics and drivers of fuel and fire in the Portuguese public forest. *J. Environ. Manage.* **146**: 373-382. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.049>
- FERNANDES, P.M., MONTEIRO-HENRIQUES, T., GUIOMAR, N., LOUREIRO, C., BARROS, A.M.G., 2016b. Bottom-Up Variables Govern Large-Fire Size in Portugal. *Ecosystems* **19**: 1362-1375. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0010-2>

- GONÇALVES, A.B., 2006. *Geografia dos incêndios em espaços silvestres de montanha: o caso da Serra da Cabreira*. Tese de Doutoramento em Geografia - Ramo de Geografia Física e Estudos Ambientais, Universidade do Minho
- GROOTEMAAT, S., WRIGHT, I.J., VAN BODEGOM, P.M., CORNELISSEN, J.H.C., SHAW, V., 2017. Bark traits, decomposition and flammability of Australian forest trees. *Aust. J. Bot.* **65**: 327-338. <https://doi.org/10.1071/BT16258>
- HILL, R.S., JORDAN, G.J., 2016. Deep history of wildfire in Australia. *Aust. J. Bot.* **64**: 557-563. <https://doi.org/10.1071/BT16169>
- HODGSON, A., 1967. Fire Management in Eucalypt Forest. Proceedings: 6th Tall Timbers Fire Ecology Conference 1967, pp. 97-111.
- ICNF, 2019. IFN6 - 6^o Inventário Florestal Nacional. Relatório Final. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, Lisboa.
- ICNF, 2017. Relatório anual de áreas ardidas e incêndios florestais em Portugal Continental - 2016. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas.
- Lourenço, L., Bernardino, S., 2013. Condições meteorológicas e ocorrência de incêndios florestais em Portugal Continental (1971-2010). *Cad. Geogr.* pp. 105-132. https://doi.org/10.14195/0871-1623_32_11
- MATEUS, P., FERNANDES, P.M., 2014. *Forest Fires in Portugal: Dynamics, Causes and Policies*, em: REBOREDO, F. (Ed.), *Forest Context and Policies in Portugal, Present and Future Challenges*. World Forests series. Springer pp. 97-115. https://doi.org/10.1007/978-3-319-08455-8_4
- MENDES, A., 2002. A economia do sector da cortiça em Portugal. Evolução das actividades de produção e transformação ao longo dos séculos XIX e XX. *XXII Encontro da Associação Portuguesa de História Económica e Social*, Aveiro 2002
- MIRANDA, P.M.A., VALENTE, M.A., TOMÉ, A.R., TRIGO, R., COELHO, M.F.E.S., AGUIAR, A., AZEVEDO, E.B., 2006. O clima de Portugal nos séculos XX e XXI, em: *Alterações Climáticas em Portugal Cenários, Impactos e Medidas de Adaptação*. Projecto SIAM II. pp. 1-89.
- MIRRA, I.M., OLIVEIRA, T.M., BARROS, A.M.G., FERNANDES, P.M., 2017. Fuel dynamics following fire hazard reduction treatments in blue gum (*Eucalyptus globulus*) plantations in Portugal. *For. Ecol. Manage.* <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.016>
- MOREIRA, F., VAZ, P., CATRY, F., SILVA, J.S., 2009. Regional variations in wildfire susceptibility of land-cover types in Portugal: implications for landscape management to minimize fire hazard. *Int. J. Wildl. Fire* **18**: 563. <https://doi.org/10.1071/WF07098>

- MORENO, M.V., CONEDERA, M., CHUVIECO, E., PEZZATTI, G.B., 2014. Fire regime changes and major driving forces in Spain from 1968 to 2010. *Environ. Sci. Policy.* <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.08.005>
- NUNES, A., LOURENÇO, L., FERNANDES, S., CASTRO, A.C.M., 2014. Principais causas dos incêndios florestais em Portugal: variação espacial no período 2001/12. *Territorium* pp. 135-146. https://doi.org/10.14195/1647-7723_21_11
- NUNES, M.C.S., VASCONCELOS, M.J., PEREIRA, J.M.C., DASGUPTA, N., ALLDREDGE, R.J., REGO, F.C., 2005. Land Cover Type and Fire in Portugal: Do Fires Burn Land Cover Selectively? *Landsc. Ecol.* **20**: 661-673. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-0070-8>
- NUNES, S.A., DACAMARA, C.C., TURKMAN, K.F., CALADO, T.J., TRIGO, R.M., TURKMAN, M.A.A., 2019. Wildland fire potential outlooks for Portugal using meteorological indices of fire danger. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* **19**: 1459-1470. <https://doi.org/10.5194/nhess-19-1459-2019>
- PALHEIRO, P.M., FERNANDES, P., CRUZ, M.G., 2006. A fire behaviour-based fire danger classification for maritime pine stands: Comparison of two approaches. *For. Ecol. Manage.* <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.075>
- PAUSAS, J.G., PAULA, S., 2012. Fuel shapes the fire-climate relationship: Evidence from Mediterranean ecosystems. *Glob. Ecol. Biogeogr.* <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00769.x>
- PAUSAS, J.G., VALLEJO, V.R., 1999. The role of fire in European Mediterranean Ecosystems. *Remote Sens. large wildfires Eur. Mediterr. basin* pp. 3-16.
- PEREIRA, J.M.C., 2018. Eucaliptos, fogos e outras coisas mais, em: CULTIVAR - *Cadernos de Análise e Prospetiva e Prospetiva* **14**: 13-23.
- PEREIRA, J.M.C., SANTOS, M.T., 2003. *Áreas Queimadas e Risco de Incêndio em Portugal*, Direcção-Geral das Florestas. ed. Lisboa - Portugal.
- PEREIRA, J. S, CORREIA, A.V., CORREIA, A.C., FERREIRA, M.T., ONOFRE, N., FREITAS, H., GODINHO, F., 2006. Florestas e Biodiversidade. Alterações Climáticas em Port. Cenários, Impactos e Medidas Adapt. Proj. SIAM II pp. 301-344.
- PEREIRA, JOÃO SANTOS, PEREIRA, J.M.C., REGO, F.C., SILVA, J.M.N., SILVA, T.P. da (Eds.), 2006. *Incêndios Florestais em Portugal: Caracterização, Impactes e Prevenção*. ISAPress, Lisboa.
- PEREIRA, M.G., TRIGO, R.M., DA CAMARA, C.C., PEREIRA, J.M.C., LEITE, S.M., 2005. Synoptic patterns associated with large summer forest fires in Portugal. *Agric. For. Meteorol.* **129**: 11-25. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2004.12.007>

- PINHO, J., LOURO, G., PAULO, S., 2006. Recuperação das Áreas Ardidas em Portugal e a Gestão do Fogo : a Experiência da Equipa de Reflorestação (2004-2005), em: Incêndios Florestais em Portugal. Caracterização, Impactes e Prevenção, Chapter: 19, Publisher: ISAPress, pp. 467-494.
- PORDATA, 2020. Incêndios rurais e área ardida - Continente [WWW Document]. URL <https://www.pordata.pt/DB/Portugal/Ambiente+de+Consulta/Tabela/5813706> (acedido 6.24.20).
- RADICH, M.C., OLIVEIRA BAPTISTA, F., 2005. Floresta e Sociedade: Um Percurso (1875-2005) 1, *Silva Lusitana*.
- REGO, F., RIGOLOT, E., FERNANDES, P., JOAQUIM, C.M., SILVA, S., 2010. Para uma Gestão Integrada do Fogo EFI Policy Brief 4.
- ROSA, I.M.D., PEREIRA, J.M.C., TARANTOLA, S., 2011. Atmospheric emissions from vegetation fires in Portugal (1990–2008): estimates, uncertainty analysis, and sensitivity analysis. *Atmos. Chem. Phys.* **11**: 2625-2640. <https://doi.org/10.5194/acp-11-2625-2011>
- SILVA, J.M.N., FEITH, H., PEREIRA, M.C., 2014. *Exploração e silvicultura pós-fogo em eucaliptais*, em: ALVES, A.M., PEREIRA, J.S., SILVA, J.M.N., (Eds.), *O Eucalipto em Portugal: Impactes Ambientais e Investigação Científica*. ISAPress.
- SILVA, J.S., FERREIRA, A.D., SEQUEIRA, E.M. de, 2007. Depois do fogo, em: Proteger a Floresta. Incêndios, pragas e doenças. Vol. VIII, Colecção Árvores e Florestas de Portugal, Jornal Público/ Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento/ Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa, **9**: 15-39.
- SILVA, J.S., MOREIRA, F., VAZ, P., CATRY, F., GODINHO-FERREIRA, P., 2009. Assessing the relative fire proneness of different forest types in Portugal. *Plant Biosyst.* <https://doi.org/10.1080/1126350090323250>
- SILVA, J.S., VAZ, P., MOREIRA, F., CATRY, F., REGO, F.C., 2011. Wildfires as a major driver of landscape dynamics in three fire-prone areas of Portugal. *Landsc. Urban Plan.* **101**: 349-358. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.03.001>
- SUBRAMANIAN, P.A., GEBREKIDAN, A., NIGUSSIE, K., 2012. Yield, Contents and Chemical Composition Variations in the Essential oils of Different *Eucalyptus globulus* trees from Tigray, Northern Ethiopia. *J. Pharm. Biomed. Sci.* **17**: 17.
- VIEDMA, O., MOITY, N., MORENO, J.M., 2015. Changes in landscape fire-hazard during the second half of the 20th century: Agriculture abandonment and the changing role of driving factors. *Agric. Ecosyst. Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.011>

XANTHOPOULOS, G., CALFAPIETRA, C., FERNANDES, P., 2012. Fire Hazard and Flammability of European Forest Types. In: MOREIRA F., ARIANOUTSOU M., CORONA P., DE LAS HERAS J. (eds) Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests. *Managing Forest Ecosystems*, vol 24. Springer, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007>

**A Regeneração Natural do
Eucalipto em Portugal -
Desafios e Constrangimentos**

A Regeneração Natural do Eucalipto em Portugal - Desafios e Constrangimentos

João Ezequiel^{1,*}, Carlos Valente¹, Daniela Ferreira¹, Cristina Marques¹, Raul Monteiro¹, Luís Alarico², Rosa Pinho^{3,4}, Cristina Máguas^{5,6}

¹RAIZ – Instituto de Investigação da Floresta e Papel, Quinta de S. Francisco, 3800-783 AVEIRO

[*joão.ezequiel@thenavigatorcompany.com](mailto:joão.ezequiel@thenavigatorcompany.com)

²Navigator Forest Portugal, Departamento de Produção e Exploração Florestal, Herdade da Caniceira, 2205-000 TRAMAGAL

³DBio – Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro (UA), Campus Universitário de Santiago, 3810-193 AVEIRO

⁴CESAM – Centro de Estudos do Ambiente e do Mar, UA, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 AVEIRO

⁵Faculdade de Ciências (FCUL), Universidade de Lisboa, 1749-016 LISBOA

⁶Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes (cE3c), FCUL, 1749-016 LISBOA

Resumo. Em Portugal, os eucaliptos são espécies exóticas. *Eucalyptus globulus* Labill. subsp. *globulus*, a espécie mais plantada, apresenta boa capacidade reprodutiva, mas baixa capacidade dispersiva e competitiva, o que resulta em regeneração natural muito limitada, principalmente em *habitats* perturbados, dentro ou ao redor das plantações. A limitada dispersão de sementes a longa distância e a redução da viabilidade das plântulas em *habitats* naturais, levam a que a espécie não apresente um comportamento invasor, mas antes deva ser vista como naturalizada. A regeneração natural apesar de localizada, pode ser amplamente potenciada por fatores como os fogos e requer por isso medidas de controlo e gestão que minimizem a sua ocorrência. As medidas de gestão

ativa que contribuam para a redução do risco de incêndios florestais levarão também à redução da regeneração observada nesta espécie. Este artigo corresponde uma revisão sobre o conhecimento disponível da regeneração natural do eucalipto em Portugal.

Palavras-chave: *Eucalyptus globulus*, plantas exóticas, plantas invasoras, gestão florestal, fogo

Natural regeneration of eucalyptus in Portugal - challenges and constraints

Abstract. In Portugal, eucalypts are exotic species. *Eucalyptus globulus* Labill. subsp. *globulus*, the most planted species, has good reproductive capacity, but has low dispersive and competitive abilities, which result in very limited natural regeneration, mostly in disturbed *habitats*, inside or around the plantations. The limited seed dispersion over long distances and reduced viability of seedlings in natural *habitats*, suggests that the species does not present an invasive behaviour, but rather should be seen as naturalized. Although localized, natural regeneration can be greatly enhanced by factors such as fires and therefore requires control and management measures that minimize its occurrence. Active management measures that contribute to reducing the risk of forest fires will also lead to a reduction in the regeneration observed in this species. This article is a literature review about the natural regeneration of eucalyptus in Portugal.

Key words: *Eucalyptus globulus*, exotic plants, invasive plants, forest management, fire

La régénération naturelle de l'eucalyptus au Portugal - défis et contraintes

Résumé. Au Portugal, les eucalyptus sont des espèces exotiques. *Eucalyptus globulus* Labill. subsp. *globulus*, l'espèce la plus plantée, a une bonne capacité de reproduction, mais a de faibles capacités de dispersion et de compétition, ce qui entraîne une régénération naturelle très limitée, principalement dans les *habitats* perturbés, à l'intérieur ou autour des plantations. La dispersion limitée des graines sur de longues distances et la viabilité réduite des semis dans les *habitats* naturels suggèrent que l'espèce ne présente pas de comportement envahissant, mais devrait plutôt être considérée comme naturalisée. Bien que localisée, la régénération naturelle peut être grandement améliorée par des facteurs tels que les incendies et nécessite donc des mesures de contrôle et de gestion qui minimisent sa survenue. Des mesures de gestion active contribuant à réduire

le risque d'incendies de forêt conduiront également à une réduction de la régénération observée chez cette espèce. Cet article est une revue de la littérature sur la régénération naturelle de l'eucalyptus au Portugal.

Mots-clés: *Eucalyptus globulus*, plantes exotiques, plantes envahissantes, gestion forestière, incendie

Introdução

Em Portugal, existem centenas de espécies de árvores exóticas¹ cuja introdução teve, entre outros objetivos, a capacidade de suprir a falta de madeira pela maior rapidez de crescimento, a menor complexidade nas operações silvícolas ou a melhor adaptação a terrenos incultos (LEITE *et al.*, 1999) e de que são exemplos o carvalho-americano, a criptoméria, a pseudotsuga ou o eucalipto. De todas estas espécies, a que adquiriu maior relevância na história florestal portuguesa foi o eucalipto. A primeira plantação documentada de eucaliptos (*Eucalyptus* spp.) em Portugal ocorreu em 1829, com a espécie *Eucalyptus obliqua* (GOES, 1977; SILVA-PANDO e PINO-PÉREZ, 2016). Esta espécie foi também a primeira a ser introduzida na Europa, em Londres, em 1774 (SILVA-PANDO e PINO-PÉREZ, 2016). No entanto, entre as mais de duas centenas de espécies e variedades de eucaliptos introduzidas no nosso país, a que se tornou mais comum foi sem dúvida *Eucalyptus globulus* Labill. A introdução desta espécie de eucalipto² ocorreu apenas na segunda metade do século XIX, mais concretamente em 1852, 1854 ou 1859 (GOES, 1977; ALVES *et al.*, 2007), com as primeiras plantações florestais a surgirem no final da década de 1860 (CABRAL, 2019). Esta espécie de clima temperado, com origem na Tasmânia e no

¹ Espécies que foram trazidas da sua área natural de distribuição e introduzidas intencional ou acidentalmente. O mesmo que não nativas (RICHARDSON *et al.*, 2000). "«Espécie exótica» – Qualquer espécime vivo de uma espécie, subespécie ou categoria taxonómica inferior de animais, plantas, fungos ou microrganismos introduzidos fora da sua área de distribuição natural, incluindo quaisquer partes, gâmetas, sementes, ovos ou propágulos dessa espécie, bem como quaisquer híbridos, variedades ou raças, que possam sobreviver e posteriormente reproduzir-se." (DECRETO-LEI n.º 92/2019, de 10 de julho).

² Eucalipto designará daqui em diante apenas o *taxon* mais representado do género *Eucalyptus* em Portugal *E. globulus* Labill. subsp. *globulus*, exceto se houver referência em contrário.

sudeste da Austrália adaptou-se bem ao clima português, apresentando um elevado potencial florestal em grande parte do território nacional, aliado às excelentes propriedades da madeira para a produção de pasta e papel (POTTS *et al.*, 2008; OLIVEIRA *et al.*, 2017). Apesar disso, a representatividade desta espécie no seio da floresta portuguesa cresceu muito lentamente até meados do século XX (NUNES *et al.*, 2019).

A partir da década de 1950, a elevada importância económica que o eucalipto adquiriu, sobretudo pela sua utilização no fabrico de pasta de celulose, determinou o aumento da área de ocupação em Portugal (ALVES *et al.*, 2007). Este aumento deu-se através de plantações, essencialmente por iniciativa privada, e não pela regeneração natural da espécie (POTTS *et al.*, 2008; MARCHANTE *et al.*, 2014). Atualmente, segundo os dados de 2015 do 6º Inventário Florestal Nacional, o eucalipto (*Eucalyptus* spp) ocupa 845 mil hectares, o que representa 26,2% da área florestal nacional (ICNF, 2019). Cerca de 95% desta ocupação, corresponderá a área plantada com *E. globulus* (BORRALHO *et al.*, 2007).

Espécie exótica não é sinónimo de espécie invasora

O termo exótico, quando aplicado a plantas, animais ou outros seres vivos, significa apenas que estamos perante uma espécie que não é nativa (autóctone) ou seja que não teve origem natural no local em análise, não tendo outro significado ecológico. No entanto, induz uma conotação negativa, a qual pode originar alguma confusão (MARCHANTE e MARCHANTE, 2018; GBEDOMON *et al.*, 2020).

As espécies exóticas podem ficar confinadas no novo território, não sendo capazes de se reproduzir pelos próprios meios e dependendo da ação humana para subsistir (são exemplo disto muitas culturas agrícolas como o milho, o arroz, a batata ou o tomate). No entanto, algumas destas espécies exóticas poderão encontrar condições para se reproduzirem ao longo de várias gerações,

com ulterior incorporação na flora nativa, sem o auxílio humano, num processo designado como naturalização (RICHARDSON *et al.*, 2000; BLACKBURN *et al.*, 2011). Uma minoria das espécies exóticas pode representar, em determinadas condições, um problema ecológico, económico ou ainda de saúde pública, quando se reproduzem em grande número e se dispersam espontaneamente, de forma rápida, ocupando áreas de distribuição progressivamente maiores. Nestes casos, estamos perante o que se pode considerar como um comportamento invasor (RICHARDSON *et al.*, 2000; MARCHANTE *et al.*, 2014).

Os conceitos de espécie (exótica) naturalizada e espécie (exótica) invasora são muitas vezes considerados como um contínuo ecológico (PYŠEK e RICHARDSON, 2010), podendo tornar-se difícil a sua distinção. Neste artigo, é seguida a definição de RICHARDSON *et al.*, (2000), que é amplamente aceite: uma espécie é considerada invasora se se propagar a mais de 100 m da planta-mãe, num período inferior a 50 anos, depois da sua introdução. Mesmo nos casos onde a dispersão se faz a mais de 100 m, uma espécie não é necessariamente invasora, dependendo nestes casos do conhecimento do vetor de dispersão. Um fator claramente diferenciador entre espécie invasora e naturalizada é a maior capacidade de dispersão da primeira, que se traduz na produção de descendência a uma distância relevante do ponto de introdução (BLACKBURN *et al.*, 2011). Deve-se ainda referir que, a classificação de uma espécie como possuindo comportamento invasor depende de características biológicas intrínsecas, como a capacidade reprodutiva (*e.g.* o número de sementes produzidas) e dispersiva (mecanismos ou estruturas de dispersão, *e.g.* asas). Depende igualmente de características extrínsecas, como os fatores abióticos (*e.g.* o clima ou o tipo de solo) ou ainda da resistência dos *habitats* colonizados (por competição com a flora existente) (PYŠEK e RICHARDSON, 2010; CALVIÑO-CANCELA e RUBIDO-BARÁ, 2013). Adicionalmente, algumas definições de espécies invasoras incluem os impactes causados pelas mesmas, como por exemplo, impacte na biodiversidade e ecossistemas naturais, impactes

económicos ou para a saúde pública (MARCHANTE *et al.*, 2014; DECRETO-LEI n.º 92/2019, de 10 de julho).

Sobretudo nas últimas duas décadas, alguns estudos, têm atribuído ao eucalipto em Portugal, um potencial de espécie invasora, mas as opiniões dos especialistas, nacionais e internacionais, dividem-se (SILVA e TOMÉ, 2016). As razões invocadas para esta atribuição são variadas, desde o facto do género possuir espécies com comportamento invasor noutros países, ser amplamente plantado e ter capacidade de se regenerar naturalmente em locais húmidos, menos sujeitos a geada e na ausência de gestão florestal adequada, em plantações abandonadas, e/ou em áreas de eucaliptais, após a ocorrência de incêndios (MARCHANTE *et al.*, 2014). No entanto, nestas áreas de plantações abandonadas ou áreas ardidas, é comum confundirem-se áreas plantadas com áreas de regeneração natural (SILVA e DEUS, 2018). Em especial, a capacidade de regeneração das plantas por rebentação da toixa no pós-corte e/ou a rebentação de gomos epicórmicos após os incêndios (NICOLLE, 2006) podem levantar dúvidas relativamente ao potencial invasor do eucalipto (SILVA e MARCHANTE, 2012; MARCHANTE *et al.*, 2014). De facto, estas características, semelhantes às de algumas espécies nativas (como o carvalho-alvarinho, o sobreiro ou o medronheiro), não constituem uma forma de reprodução vegetativa, nem contribuem para a dispersão das plantas para novos locais. São processos de regeneração, que permitem a reconstituição da copa, particularmente em situações pós-fogo (CATRY *et al.*, 2013), e que têm contribuído para a rentabilidade da produção desta espécie, nomeadamente a possibilidade de recondução das plantações após corte e extração da madeira (DOUGHTHY, 2000).

Em Portugal, é razoável admitir que o eucalipto é uma espécie naturalizada ou em processo de naturalização (FERNANDES *et al.*, 2016; ÁGUAS *et al.*, 2017; MARCHANTE e MARCHANTE, 2018). Comparativamente com outras espécies florestais em Portugal, como o pinheiro-bravo (*Pinus pinaster* Aiton), que possui

elevada capacidade de regeneração natural e grande capacidade de dispersão, os eucaliptos apresentam baixo potencial invasor (DODET e COLLET, 2012; FERNANDES *et al.*, 2016). Este facto é ainda mais evidenciado quando o eucalipto é comparado com espécies verdadeiramente invasoras como as acácias (*Acacia* spp.) que possuem elevada capacidade de regeneração, disseminação e estabelecimento. Muitas espécies foram introduzidas quase na mesma altura, ou até mais tardiamente que os eucaliptos e têm-se expandido muito para além das suas áreas de introdução iniciais (FERNANDES, 2012; MARCHANTE e MARCHANTE, 2018; ICNF, 2019).

Características biológicas que afetam a capacidade reprodutiva e dispersiva dos eucaliptos

À semelhança de muitas plantas exóticas no nosso país, os eucaliptos possuem comprovada capacidade reprodutiva. A idade de floração marca o início da reprodução sexuada, que é muito variável, consoante a variedade clonal ou seminal (POTTS *et al.*, 2008). A maior parte dos eucaliptos plantados floresce apenas a partir dos sete anos, perto da idade de corte (que para plantações industriais em Portugal ronda os dez anos), o que limita significativamente a produção de semente (CALVIÑO-CANCELA e VAN ETEN, 2018). O compasso usado nestas plantações promove o crescimento vegetativo, suprimindo a diferenciação sexual (e o aparecimento de flores) particularmente das plantas no interior da plantação. Em árvores isoladas, fora das plantações, a floração ocorre normalmente por volta dos três a quatro anos e está associada à transição para a folha adulta (POTTS *et al.*, 2008). No entanto, há registo de casos raros onde se observou a produção de flores em plantas juvenis com menos de 0,5 m de altura (DEUS *et al.*, 2019).

A flor dá origem a cápsulas lenhosas (frutos de grandes dimensão e peso), com uma produção de 6-30 sementes por fruto (Figura 1; CALVIÑO-CANCELA e

RUBIDO-BARÁ, 2013; CATRY *et al.*, 2015). A maioria das cápsulas cai ainda fechada ou apenas com deiscência (abertura) parcial, durante o outono e inverno, na imediação da árvore-mãe (CALVIÑO-CANCELA e RUBIDO-BARÁ, 2013; SANTOS *et al.*, 2015), o que limita a capacidade de dispersão das sementes (BOOTH, 2012; BOOTH, 2017). A forma da cápsula de *E. globulus* (cônica, globular ou piramidal) pode favorecer a dispersão natural, particularmente em terrenos declivosos, onde pode potencialmente rolar a longa distância (CALVIÑO-CANCELA e VAN ETTEN, 2018; DEUS *et al.*, 2019). No entanto, as sementes contidas nas cápsulas que não se libertem aquando da queda (por deiscência incompleta) possuem germinação quase nula (NEREU *et al.*, 2019), sendo incapazes de resistir à passagem do fogo (SANTOS *et al.*, 2015).



Figura 1 – Cápsulas imaturas de eucalipto (*E. globulus* Labill. subsp. *globulus*) (esquerda). Sementes de eucalipto, após a deiscência das cápsulas (direita). Nesta última, note-se a ausência de órgãos que facilitem a dispersão eólica nas sementes de pequena dimensão (Fotos: J. Ezequiel)

Nos eucaliptos, a copa funciona como banco de sementes (BOOTH, 2017; CALVIÑO-CANCELA *et al.*, 2018), sendo que as sementes só são libertadas após a deiscência das cápsulas, sobretudo em situações de seca, calor ou no pós-fogo

(SANTOS *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2016). Mesmo nestas condições, esta espécie possui capacidade de dispersão limitada (RICHARDSON e REJMÁNEK, 2011) por fatores biológicos: sementes de pequena dimensão, com cerca de 1-2 mm, com poucas reservas energéticas e curta longevidade, o que impede o estabelecimento de um banco de sementes no solo (BOOTH, 2012; SANTOS *et al.*, 2015; SILVA e TOMÉ, 2016). As sementes de *E. globulus* dependem essencialmente da gravidade como agente dispersor (CALVIÑO-CANCELA e VAN ETEN, 2018; NEREU *et al.*, 2019). Comparativamente com outras espécies presentes na floresta portuguesa, como o pinheiro-bravo (*Pinus pinaster* Aiton), o choupo-negro (*Populus nigra* L.) ou ainda o cedro-do-buçaco (*Cupressus lusitanica* Miller), o eucalipto não possui sementes com capacidade de dispersão eólica (LARCOMBE *et al.*, 2013; FERNANDES *et al.*, 2016).

A grande maioria das sementes de eucalipto, quase 99%, acaba por cair num raio de 15 m da árvore-mãe, com mais de 84% num raio de apenas 5 m (CALVIÑO-CANCELA e RUBIDO-BARÁ, 2013; FERNANDES *et al.*, 2016). Apesar de pouco comum, a dispersão de sementes pode ser exacerbada pela idade e altura das plantas-mãe (LARCOMBE *et al.*, 2013), o que normalmente está associado a uma maior produção de frutos e a uma maior velocidade do vento. O baixo peso das sementes pode permitir alguma disseminação de acordo com os ventos dominantes (CALVIÑO-CANCELA e RUBIDO-BARÁ, 2013; DEUS *et al.*, 2019). Este facto é comprovado por algumas observações em Portugal (em locais particularmente ventosos ou com elevado declive), com dispersão de sementes até 76 m (FERNANDES *et al.*, 2016; DEUS *et al.*, 2019). No entanto, dispersões a longa distância são excepcionais e não indicam que a espécie se esteja a dispersar a uma velocidade de 76 m/ano pois não têm em conta o tempo desde a introdução e crescimento da planta-mãe (RICHARDSON *et al.*, 2000). A distância máxima de dispersão de sementes em eucalipto é normalmente duas vezes a altura da árvore-mãe (CALVIÑO-CANCELA e RUBIDO-BARÁ, 2013). Este rácio é confirmado pelos casos onde ocorre germinação, sendo raro encontrar

plântulas além dos limites das plantações (FERNANDES *et al.*, 2016; FERNANDES *et al.*, 2017). Diversos estudos realizados na Austrália corroboram uma baixa velocidade de expansão das diversas espécies de eucalipto, com valores médios de 1-2 m/ano (BOOTH, 2017).

Características que afetam a capacidade de germinação e sobrevivência dos eucaliptos

Mesmo nos casos em que as sementes viáveis alcançam o solo, a taxa de germinação é muito baixa, não superando 4,8% (NEREU *et al.*, 2019). Esta situação pode resultar da predação das sementes de eucalipto pela fauna nativa, particularmente formigas e roedores (DEUS *et al.*, 2018a). Existem ainda outras limitações associadas à germinação, nomeadamente a disponibilidade de humidade no solo e de luz. É comum existir uma camada de folhas, que dificulta o contacto das sementes com o solo e consequentemente o processo germinativo (BOOTH, 2012; CALVIÑO-CANCELA *et al.*, 2018). No entanto, se existirem condições edafoclimáticas favoráveis, a germinação das sementes de eucalipto é praticamente imediata uma vez que as mesmas não apresentam dormência (SANTOS *et al.*, 2015; BOOTH, 2017).

Na maior parte dos casos, a sobrevivência das novas plântulas é difícil, pela pobreza dos solos, baixa disponibilidade de luz e pela competição com outras plantas já estabelecidas no sobcoberto (FERNANDES *et al.*, 2016; FERNANDES *et al.*, 2018). A maioria das plantas de eucalipto resultantes de regeneração natural apresenta baixo vigor vegetativo, resultante da ausência de preparação do terreno, que as torna mais suscetíveis a fatores ambientais, como a geada ou a disponibilidade hídrica (CATRY *et al.*, 2015; FERNANDES *et al.*, 2016). Em condições naturais (e.g. na ausência de fogo), o número de plântulas de eucalipto por área é inferior ao de outras espécies arbóreas como, por exemplo, o pinheiro-bravo (FERNANDES *et al.*, 2016). A baixa regeneração natural, mesmo

dentro dos eucaliptais, é uma das razões porque raramente é aproveitada pelos produtores florestais como opção para substituir uma plantação velha (após várias rotações).

Fatores bióticos e abióticos que influenciam a regeneração natural dos eucaliptos

Uma das características das plantas invasoras que as diferencia das espécies naturalizadas é a capacidade de invadir *habitats* naturais (MARCHANTE *et al.*, 2014, RICHARDSON *et al.*, 2000). A regeneração natural do eucalipto fora da área das plantações é limitada, sendo extremamente reduzida a sua capacidade de penetração em locais não perturbados e *habitats* naturais, particularmente florestas nativas e pastagens (CALVIÑO-CANCELA e RUBIDO-BARÁ, 2013; FERNANDES *et al.*, 2016; FERNANDES *et al.*, 2018). Note-se ainda que grande parte dos eucaliptais foram instalados em áreas moldadas previamente pela ação humana, como pinhais, pastagens ou campos agrícolas abandonados (OLIVEIRA *et al.*, 2017; FERNANDES *et al.*, 2019). Embora existam alguns registos de aumento da área de eucaliptal em locais com *habitats* naturais (particularmente com *Quercus suber* L.), é importante referir que estes casos resultaram da reconversão intencional do uso do solo, não sendo consequência da regeneração natural (COSTA *et al.*, 2014). No estudo de COSTA *et al.*, (2014) a ocorrência de um grande incêndio florestal, que reduziu significativamente a área de ocupação de sobreiros, não resultou em alterações significativas na área de eucalipto.

As observações de regeneração natural de eucalipto fora das plantações têm sido registadas em *habitats* sujeitos a grandes alterações antropogénicas, frequentemente associados à ausência ou a gestão agro-florestal inadequada (CALVIÑO-CANCELA e RUBIDO-BARÁ, 2013; FERNANDES *et al.*, 2018). Esta capacidade para ocupar *habitats* perturbados é uma característica que as espécies

pioneiras (nativas e exóticas) compartilham com as espécies invasoras, tornando-se por vezes difícil a sua distinção (DAVIS *et al.*, 2000; DODET e COLLET, 2012).

A regeneração natural de eucaliptos está associada a condições edafoclimáticas locais e regionais muito específicas (FERNANDES *et al.*, 2016). Características locais, como o tipo de *habitat*, a cobertura de vegetação ou ainda o grau de perturbação do solo, são as mais determinantes para a ocorrência de regeneração natural. *Habitats* com maior disponibilidade de luz e solo associada à menor densidade de vegetação, bem como a maior perturbação física do solo favorecem a germinação das sementes e o estabelecimento das plântulas (FERNANDES *et al.*, 2018; DEUS *et al.*, 2019; NEREU *et al.*, 2019). À escala regional, variáveis climáticas, como a elevada precipitação anual e a baixa amplitude térmica sazonal, criam condições que favorecem a ocorrência de regeneração, existindo já mapas publicados que mostram áreas potenciais de regeneração (CATRY *et al.*, 2015; QUEIRÓS *et al.*, 2020).

Destes estudos é possível concluir que a área que apresenta maior potencial climático para a ocorrência de regeneração encontra-se numa estreita faixa do litoral norte e centro, onde a espécie está mais próxima do seu ótimo ecológico (CATRY *et al.*, 2015; FERNANDES *et al.*, 2018; QUEIRÓS *et al.*, 2020). Esta área deverá representar atualmente cerca de 200 mil hectares. No estudo de FERNANDES *et al.* (2018), demonstrou-se que os fatores locais, como o grau de perturbação do solo e densidade da cobertura de vegetação, são mais importantes para a ocorrência de regeneração natural da espécie do que as condições climáticas. Isto pode significar que, mesmo em regiões de ótimo climático para a regeneração natural, a probabilidade de ocorrência de regeneração natural irá depender da existência de condições locais favoráveis e das medidas de gestão florestal implementadas.

O fogo como potenciador da regeneração natural

Os incêndios florestais destacam-se pela sua relevância ecológica na regeneração natural do eucalipto (ÁGUAS *et al.*, 2014; CALVIÑO-CANCELA *et al.*, 2018). A proteção conferida pelas cápsulas, no alto das copas, permite às sementes sobreviverem a fogos de superfície, e induz a deiscência das cápsulas após o incêndio (SILVA *et al.*, 2016). Acresce ainda que os incêndios proporcionam alterações físicas no solo, ao destruir o coberto vegetal e expor a sua superfície (CALVIÑO-CANCELA *et al.*, 2018; NEREU *et al.*, 2019), e químicas (ÁGUAS *et al.*, 2018), ao libertar nutrientes nas cinzas, o que favorece o sucesso da regeneração natural.

Em Portugal, a predominância da regeneração natural tem sido por isso sobretudo observada em eucaliptais sem uma gestão florestal adequada e após a ocorrência de fogos florestais especialmente os tardios (Figura 2; SILVA *et al.*, 2011; MARCHANTE e MARCHANTE, 2018), no final do verão ou no outono. Em outubro de 2017, uma combinação de fatores, nomeadamente condições climáticas extremas, inadequada gestão/abandono de vastas áreas de floresta resultou em incêndios de elevada intensidade (FERNANDES *et al.*, 2019), seguidos de chuva dias depois. Isso culminou com a regeneração da espécie numa escala nunca antes observada no nosso país (MARCHANTE e MARCHANTE, 2018). Apesar da singularidade destes acontecimentos, as características reprodutoras e a capacidade de dispersão da espécie permanecem inalteradas, tendo mudado apenas a resistência do *habitat* à colonização, que após o fogo se tornou muito menor (ÁGUAS *et al.*, 2014; NEREU *et al.*, 2019).

Mesmo depois de grandes incêndios, a área de eucaliptal não tem aumentado de forma natural (SILVA *et al.*, 2011). Na grande maioria de casos, a regeneração natural de eucalipto continua limitada ao interior das plantações e bordaduras (ÁGUAS *et al.*, 2014; MARCHANTE e MARCHANTE, 2018). Deste modo, pode-se afirmar que a área de regeneração natural de eucalipto é localizada e de expressão muito reduzida (FERNANDES *et al.*, 2016).

A deficiente gestão e o abandono dos povoamentos de eucalipto, sobretudo no pós-fogo, têm sido apontados como as principais razões para o aumento da área de regeneração natural da espécie (SILVA *et al.*, 2011; SILVA e TOMÉ, 2016; FERNANDES *et al.*, 2019; QUEIRÓS *et al.*, 2020). Particularmente em áreas onde os eucaliptos adultos se desenvolvem sem acção humana que limite a produção de semente, pode haver árvores a produzir centenas de cápsulas por ano (CATRY *et al.*, 2015). Urge, nestas áreas, sobretudo no pós-fogo, controlar a regeneração natural, com ações apropriadas (ÁGUAS *et al.*, 2014; FERNANDES *et al.*, 2016; MARCHANTE e MARCHANTE, 2018).



Figura 2 – Eucaliptal com gestão florestal com cerca de 6 anos, no distrito de Coimbra. Note-se a ausência de regeneração natural (esquerda). Eucaliptal sem gestão florestal, com cerca de um ano depois de um incêndio, entre Coimbra e Viseu (direita). Neste caso, para além da rebentação epicórmica abundante nas árvores mais velhas, note-se a regeneração natural por via seminal, dentro e nos limites da plantação (Fotos: E. Mendes)

Controle da regeneração natural do eucalipto

A necessidade de melhores práticas de planejamento e gestão florestal com espécies exóticas tem sido reconhecida internacionalmente, de forma a evitar a ocorrência de regeneração natural (RICHARDSON e REJMÁNEK, 2011; SILVA e MARCHANTE, 2012; CALVIÑO-CANCELA e RUBIDO-BARÁ, 2013; FERNANDES *et al.*, 2017).

Numa plantação florestal, pretende-se que as árvores tenham um alinhamento e espaçamento precisos, necessários para o desenvolvimento das plantas (evitando a competição entre elas) e facilidade das operações culturais, incluindo o corte (GPS, 2010; CATRY *et al.*, 2015). A regeneração natural nas plantações é indesejável pois contribui para o desordenamento da plantação em linha, para a diminuição da biodiversidade e para a acumulação de combustíveis, incrementando o risco de incêndio (CATRY *et al.*, 2015; FERNANDES *et al.*, 2019; NEREU *et al.*, 2019). Na realidade, a gestão florestal que procura reduzir a regeneração natural do eucalipto contribui também, direta e indiretamente para minimizar o risco de incêndios florestais (LARCOMBE *et al.*, 2013).

Listamos no Quadro 1 um conjunto de medidas e recomendações de gestão, baseadas na literatura científica atual, que contribuirão para minimizar a ocorrência de regeneração natural (prevenção) ou para o seu controle. Não existem soluções únicas, havendo medidas alternativas em cada situação, mas que envolvem sempre uma gestão (pro)ativa das plantações florestais de eucalipto.

A observação de normas definidas legalmente e recomendadas (Princípios de boas práticas florestais e normativas de certificação; DSVPF, 2003; GPS, 2010) durante o planejamento da instalação da plantação, especialmente no que se refere à proximidade de galerias ribeirinhas e em encostas com declives acentuados, podem limitar muito a potencial dispersão das sementes (FERNANDES *et al.*, 2016; SILVA e TOME, 2016; DEUS *et al.*, 2019). Adicionalmente,

a delimitação das plantações com faixas-tampão, que podem funcionar igualmente como faixas de gestão de combustíveis, permitem controlar eficientemente a ocorrência de plântulas de eucalipto em áreas de elevado potencial climático, favorável à ocorrência de regeneração natural (LARCOMBE *et al.*, 2013; CATRY *et al.*, 2015; FERNANDES *et al.*, 2016).

Metodologias relativamente simples, como o destroçamento físico ou a inativação química das toijas, são muito eficazes na eliminação da regeneração natural (LÚCIO, 2015). Por outro lado, o controlo físico da regeneração natural, através de gradagens ou de corta-matos, ou ainda através da aplicação de herbicidas, impede eficazmente o estabelecimento das plantas, só nos primeiros dois anos de vida (SILVA e MARCHANTE, 2012; CALVIÑO-CANCELA e RUBIDO-BARÁ, 2013).

Nos locais onde se tem observado a incidência de regeneração natural, particularmente em áreas recentemente ardidas, situadas em regiões com clima que a propícia, requererão que sejam realizados trabalhos de monitorização, que garantam o controle atempado (CATRY *et al.*, 2015; FERNANDES *et al.*, 2016; FERNANDES *et al.*, 2018; DEUS *et al.*, 2019; QUEIRÓS *et al.*, 2020).

É conhecida a facilidade de reconversão de antigos eucaliptais em outros tipos de ocupação agro-florestal, como vinhas, pomares, culturas de regadio, pastagens e pinhais, sem problemas de invasibilidade recorrente (GOES, 1989; FEIO, 1998). Neste contexto e como espécie pioneira, o eucalipto permite igualmente a criação de condições para a sucessão ecológica de outras espécies florestais nativas, como algumas espécies de carvalhos, caso as práticas de gestão florestal as favoreçam (PARDAL *et al.*, 2000; MOREIRA *et al.*, 2013; LUCIO, 2015; FERNANDES, 2016).

Um mosaico florestal diverso, com ocupações variadas, sob gestão à escala de paisagem, resiste melhor ao fogo (MOREIRA *et al.*, 2009; FERNANDES, 2013), contribuindo também para a biodiversidade (CALVIÑO-CANCELA *et al.*, 2012) e

para a redução da regeneração natural do eucalipto (CALVIÑO-CANCELA e RUBIDO-BARA, 2013; FERNANDES *et al.*, 2018).

Quadro 1- Quadro resumo de práticas de gestão que poderão ser usadas para a prevenção e controle da regeneração natural do eucalipto em Portugal

Natureza	Incidência	Prática de Gestão	Efeito	Referência
Preventiva	Plantações	Controlo da vegetação arbustiva no sob-coberto (periodicidade entre 2 a 6, no final da Primavera)	Redução da continuidade de biomassa acumulada; Diminuir o risco de incêndios;	SILVA e MARCHANTE, 2012; ÁGUAS <i>et al.</i> , 2014; MIRRA <i>et al.</i> , 2017; FERNANDES <i>et al.</i> , 2019;
		Conservação da manta morta no solo e coberto vegetal	Redução do sucesso da germinação de sementes de eucalipto por indisponibilidade de solo e hídrica e por competição com a flora instalada;	CALVIÑO-CANCELA <i>et al.</i> , 2018; FERNANDES <i>et al.</i> , 2018; NEREU <i>et al.</i> , 2019; DEUS <i>et al.</i> , 2019; QUEIRÓS <i>et al.</i> , 2020;
		Abate no final do período de rotação	Redução do número de sementes produzidas, por árvores maiores e mais velhas;	CALVIÑO-CANCELA e VAN ETTEN, 2018;
		Evitar plantações mistas (eg. <i>Pinus</i> e <i>Eucalyptus</i>)	Reduzir a continuidade de combustíveis; Diminuir o risco de incêndios;	SILVA <i>et al.</i> , 2011; MOREIRA <i>et al.</i> , 2009;
	Bordadura de plantações	Evitar plantações na proximidade de linhas de água e declives acentuados	Redução da regeneração natural nos habitats limítrofes à plantação;	CATRY <i>et al.</i> , 2015; FERNANDES <i>et al.</i> , 2016; SILVA e TOMÉ, 2016; DEUS <i>et al.</i> , 2019;
		Verificação dos limites das plantações na direção oposta aos ventos dominantes	Monitorização destas áreas, mais sujeitas a uma maior dispersão de sementes;	DEUS <i>et al.</i> , 2019;
Faixas de vegetação nativa (florestas nativas e pastagens) nas bordaduras das plantações		Redução da ocorrência de regeneração natural nas áreas limítrofes à plantação; Menores custos associados a operações de manutenção; Aumento da diversidade paisagística, com previsível aumento de biodiversidade associada às plantações	CALVIÑO-CANCELA e RUBIDO-BARÁ, 2013; FERNANDES <i>et al.</i> , 2018; QUEIRÓS <i>et al.</i> , 2020;	
Controlo	Plantações	Gradagens sazonais (final da Primavera)	Destroi mecanicamente as plântulas; Menor densidade e menor tamanho de plântulas resultantes de regeneração; Pode criar micro-condições que favorecem a germinação, pelo que deve ser efectuada num período que não a favoreça;	ÁGUAS <i>et al.</i> , 2014; NEREU <i>et al.</i> , 2019;
	Bordadura de plantações	Faixas tampão (10-15 m), com controlo frequente de vegetação	Permite a visualização e através da limpeza destas faixas permite o controlo (de mais de 95% da regeneração); Estas faixas podem ser mantidas através de controlo físico (gradagens) ou químico (aplicação de herbicidas), funcionando simultaneamente como faixas de gestão de combustíveis;	LARCOMBE <i>et al.</i> , 2013; CALVIÑO-CANCELA e RUBIDO-BARÁ, 2013; CATRY <i>et al.</i> , 2015; FERNANDES <i>et al.</i> , 2016; FERNANDES <i>et al.</i> , 2018; CALVIÑO-CANCELA e VAN ETTEN, 2018;
	Outras situações	Adiar o corte e recolha de madeira imediato no pós-fogo	Reduz a libertação de sementes ainda na copa; Reduz a densidade de plântulas resultantes de regeneração; Permite a recuperação da vegetação nativa; Reduz o risco de erosão; Dificulta a instalação de espécies invasoras;	ÁGUAS <i>et al.</i> , 2014; SANTOS <i>et al.</i> , 2015; SILVA e MARCHANTE, 2012; MOREIRA <i>et al.</i> , 2013;
		Reconversão e ordenamento pós-fogo	Permitir a reconversão de antigos eucaliptais, favorecendo a regeneração de espécies nativas no pós-fogo;	SILVA <i>et al.</i> , 2011; MOREIRA <i>et al.</i> , 2013;
		Corte a 10-15 cm acima do solo e controlo químico de plantas adultas	Aplicação imediata (pincelamento ou pulverização), no pós-corte de herbicidas sistémicos (triclopir ou glifosato); Cessação da emissão de novos caules; Morte da planta;	SILVA e MARCHANTE, 2012; LÚCIO, 2015;
		Corte a 10-15 cm acima do solo e controlo físico de plantas adultas	Destroçamento no local ou remoção física da toiva, impedindo a planta de emitir novos caules;	SILVA e MARCHANTE, 2012;
		Controlo químico de plântulas ou plantas jovens	Pulverização de plantas até 3 metros de altura com herbicidas sistémicos (triclopir ou glifosato);	SILVA e MARCHANTE, 2012;
		Gradagem ou destroçamento em plantas até 2 anos ou arranque manual de plantas de plantas durante o primeiro ano; Destroi mecanicamente as plântulas;		SILVA e MARCHANTE, 2012; CALVIÑO-CANCELA e RUBIDO-BARÁ, 2013; ÁGUAS <i>et al.</i> , 2014;

Desafios e constrangimentos

A ocorrência de regeneração natural do eucalipto em Portugal é uma evidência que comprova a naturalização da espécie no nosso país (FERNANDES *et al.*, 2016; ÁGUAS *et al.*, 2017; MARCHANTE e MARCHANTE, 2018). É um fenómeno circunscrito às áreas das atuais plantações, que ocorre em resposta a perturbações antropogénicas conhecidas e que pode ser prevenido ou mitigado através de práticas adequadas de gestão florestal adequadas (FERNANDES *et al.*, 2016; FERNANDES *et al.*, 2018; CALVIÑO-CANCELA *et al.*, 2018; QUEIRÓS *et al.*, 2020).

Num cenário de alterações climáticas, com previsível decréscimo da precipitação anual e subida da temperatura máxima, espera-se uma redução da área de ótimo ecológico do eucalipto (FERNANDES *et al.*, 2016; COSTA *et al.*, 2017; FERNANDES *et al.*, 2017; DEUS *et al.*, 2018b). Acompanhando a mesma tendência espera-se igualmente uma redução da área onde estes fatores climáticos favorecem a ocorrência de regeneração natural desta espécie (CATRY *et al.*, 2015; FERNANDES *et al.*, 2018; QUEIRÓS *et al.*, 2020). Porém, é importante referir que deste cenário de alterações climáticas resultará igualmente uma mudança do atual regime de fogo, com um previsível agravamento do risco de incêndios (FERNANDES e GUIOMAR, 2018; SILVA e DEUS, 2018), criando condições potenciais para a ocorrência de regeneração natural nas áreas de maior potencial climático.

Um dos elementos mitigadores da ocorrência de regeneração natural do eucalipto está sobretudo relacionado com a gestão florestal das plantações. É por isso fundamental pensar em soluções de gestão conjunta, através de associações de produtores florestais e incentivos a proprietários privados para implementar medidas de gestão ativa das suas plantações de eucalipto (GPP, 2018; MARCHANTE e MARCHANTE, 2018) e que contrariem a atual fragmentação da área florestal em Portugal (SILVA e TOME, 2016; ICNF, 2018). O aumento de área florestal certificada, que em 2019 correspondia a cerca de 15%

(ou 486,2 mil hectares; FLORESTAS.PT, 2020) irá igualmente permitir uma melhoria da qualidade de gestão do eucaliptal, com redução dos riscos ambientais (DIAZ-BALTEIRO e DE JALON, 2017; MARQUES *et al.*, 2017), e indiretamente contribuindo para a redução da ocorrência de regeneração natural do eucalipto (SILVA e TOME, 2016; MARCHANTE e MARCHANTE, 2018).

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Eng.^o João Pinho (ICNF - DGFR), pela leitura e sugestões dadas que contribuíram para a melhoria deste texto. Agradecemos igualmente a partilha de informação gerada por vários projetos de investigação/divulgação científica, especialmente dirigidos a produtores e associações florestais, que promovem práticas sustentáveis de gestão da floresta, como o projeto "Melhor Eucalipto", da CELPA, a plataforma "produtores florestais" da The Navigator Company, bem como a plataforma "e-globulus", do RAIZ.

Bibliografia consultada

- ÁGUAS, A., FERREIRA, A., MAIA, P., FERNANDES, P.M., ROXO, L., KEIZER, J., SILVA, J.S., REGO, F. C., MOREIRA, F., 2014. Natural establishment of *Eucalyptus globulus* Labill. in burnt stands in Portugal. *Forest Ecology and Management* **323**: 47-56.
- ÁGUAS, A., LARCOMBE, M.J., MATIAS, H., DEUS, E., POTTS, B.M., REGO, F.C., SILVA, J.S., 2017. Understanding the naturalization of *Eucalyptus globulus* in Portugal: a comparison with Australian plantations. *European Journal of Forest Research* **136**(3): 433-446.
- ÁGUAS, A., INCERTI, G., SARACINO, A., LANZOTTI, V., SILVA, J.S., REGO, F.C., MAZZOLENI, S., BONANOMI, G., 2018. Fire effects on litter chemistry and early development of *Eucalyptus globulus*. *Plant and Soil* **422**(1-2): 495-514.
- 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 Eucaliptal em Portugal: Impactes Ambientais e Investigação Científica*. ISAPress, Lisboa, pp.13-24.

- BLACKBURN, T.M., PYŠEK, P., BACHER, S., CARLTON, J.T., DUNCAN, R.P., JAROŠÍK, V., WILSON J.R.U., RICHARDSON, D.M., 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* **26**(7): 333-339.
- BOOTH, T.H., 2012. Eucalypts and Their Potential for Invasiveness Particularly in Frost-Prone Regions. *International Journal of Forestry Research* 2012, pp. 1-7.
- BOOTH, T.H., 2017. Going nowhere fast: a review of seed dispersal in eucalypts. *Australian Journal of Botany* **65**(5): 401.
- BORRALHO, N.M.G., ALMEIDA, M.H., POTTS, B.M., 2007. O melhoramento 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*. ISAPress, Lisboa, pp. 61-110.
- CABRAL, J., 2019. A entrada na Europa e a expansão inicial do eucalipto em Portugal Continental. *História da Ciência e Ensino: construindo interfaces* **20**: 8-27.
- CALVIÑO-CANCELA, M., LORENZO, P., GONZÁLEZ, L., 2018. Fire increases *Eucalyptus globulus* seedling recruitment in forested habitats: Effects of litter, shade and burnt soil on seedling emergence and survival. *Forest Ecology and Management* **409**: 826-834.
- CALVIÑO-CANCELA, M., RUBIDO-BARÁ, M., VAN ETEN, E., 2012. Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? *Forest Ecology and Management* **270**: 153-162.
- CALVIÑO-CANCELA, M., RUBIDO-BARÁ, M., 2013. Invasive potential of *Eucalyptus globulus*: Seed dispersal, seedling recruitment and survival in habitats surrounding plantations. *Forest Ecology and Management* **305**: 129-137.
- CALVIÑO-CANCELA, M., VAN ETEN, E.J.B., 2018. Invasive potential of *Eucalyptus globulus* and *Pinus radiata* into native eucalypt forests in Western Australia. *Forest Ecology and Management* **424**: 246-258.
- CATRY, F.X., MOREIRA, F., TUJEIRA, R., SILVA, J.S., 2013. Post-fire survival and regeneration of *Eucalyptus globulus* in forest plantations in Portugal. *Forest Ecology and Management* **310**: 194-203.
- CATRY, F.X., MOREIRA, F., DEUS, E., SILVA, J.S., ÁGUAS, A., 2015. Assessing the extent and the environmental drivers of *Eucalyptus globulus* wildling establishment in Portugal: results from a countrywide survey. *Biological Invasions* **17**: 3163-3181.
- COSTA, A., MADEIRA, M., SANTOS, J.L., 2014. Is cork oak (*Quercus suber* L.) woodland loss driven by eucalyptus plantation? A case-study in southwestern Portugal. *IForest – Biogeosciences and Forestry* **73**: 193-203.
- COSTA, R., FRAGA, H., FERNANDES, P.M., SANTOS, J.A., 2017. Implications of future bioclimatic shifts on Portuguese forests. *Regional Environmental Change* **17**: 117-127.

- DAVIS, M.A., GRIME, J.P., THOMPSON, K., 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* **88**(3): 528-534.
- DECRETO-LEI nº 92/2019, de 10 de julho do Ministério do Ambiente e da Transição Energética. *Diário da República* n.º 130/2019, Série I de 2019-07-10.
- DEUS, E., SILVA, J.S., MARCHANTE, H., MARCHANTE, E., FÉLIX, C., 2018a. Are post-dispersed seeds of *Eucalyptus globulus* predated in the introduced range? Evidence from an experiment in Portugal. *Web Ecology* **18**: 67-79.
- DEUS, E., SILVA, J.S., CASTRO-DÍEZ, P., LOMBA, A., ORTIZ, M.L., 2018b. Current and future conflicts between eucalypt plantations and high biodiversity areas in the Iberian Peninsula. *Journal for Nature Conservation* **45**: 107-117.
- DEUS, E., SILVA, J.S., LARCOMBE, M.J., CATRY, F.X., QUEIRÓS, L., DOS SANTOS, P., MATIAS, H., ÁGUAS, A., REGO, F.C., 2019. Investigating the invasiveness of *Eucalyptus globulus* in Portugal: site-scale drivers, reproductive capacity and dispersal potential. *Biological Invasions* **21**: 2027-2044.
- DIAZ-BALTEIRO, L., DE JALÓN, S.G., 2017. Certifying Forests to Achieve Sustainability in Industrial Plantations: Opinions of Stakeholders in Spain. *Forests* 2017, **8**: 502.
- DODET, M., COLLET C., 2012. When should exotic forest plantation tree species be considered as an invasive threat and how should we treat them? *Biological Invasions* **14**: 1765-1778.
- DOUGHTY, R.W., 2000. The Eucalyptus: A Natural and Commercial History of the Gum Tree. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- DSVPF - Direcção de Serviços de Valorização do Património Florestal, 2003. Princípios de boas práticas florestais. DGF - Direcção-Geral das Florestas (Ed), Lisboa, VI-14 p.
- FEIO, M.A., 1998. A reconversão da agricultura e a problemática do eucalipto. Associação Central de Agricultura Portuguesa, Lisboa. 208 pp.
- FERNANDES, P.M., 2013. Fire-smart management of forest landscapes in the Mediterranean basin under global change. *Landscape and Urban Planning* **110**: 175-182.
- FERNANDES, P., 2016. Natural regeneration and expansion capacity of forestry species: *Pinus pinaster* and *Eucalyptus globulus*. Tese de Doutoramento em Biologia, Especialidade em Ecologia. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa.
- FERNANDES, M.M., 2012. "Acácias e geografia histórica: rotas de um percurso global (parte1)". *Cadernos do Curso de Doutoramento em Geografia* **4**: 23-40.
- FERNANDES, P., ANTUNES, C., PINHO, P., MÁGUAS, C., CORREIA, O., 2016. Natural regeneration of *Pinus pinaster* and *Eucalyptus globulus* from plantation into adjacent natural habitats. *Forest Ecology and Management* **378**: 91-102.

- FERNANDES, P., MÁGUAS, C., CORREIA, O., 2017. Combined effects of climate, habitat, and disturbance on seedling establishment of *Pinus pinaster* and *Eucalyptus globulus*. *Plant Ecology* **218**(5): 501-515.
- FERNANDES, P., MÁGUAS, C., CORREIA, O., GONZÁLEZ-MORENO, P., 2018. What drives *Eucalyptus globulus* natural establishment outside plantations? The relative importance of climate, plantation and site characteristics. *Biological Invasions* **20**: 1129-1146
- FERNANDES, P.M., GUIOMAR, N., 2018. A expansão do eucalipto alterou o regime de incêndios em Portugal? *CULTIVAR, Cadernos de Análise e Prospetiva*. Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral (GPP), Lisboa, **14**: 43-52.
- FERNANDES, P.M., GUIOMAR, N., ROSSA, C.G., 2019. Analysing eucalypt expansion in Portugal as a fire-regime modifier. *Science of The Total Environment* **666**: 79-88.
- FLORESTAS.PT, 2020. Certificação florestal: o que é e quais os benefícios? Publicado online 02 de setembro 2020. <https://florestas.pt/conhecer/certificacao-florestal-o-que-e-e-quais-os-beneficios/>
- GBEDOMON, R.C., SALAKO, V.K., SCHLAEPFER, M., 2020. Diverse views among scientists on non-native species. *NeoBiota* **54**: 49-69.
- GOES, E., 1977. Os Eucaliptos: Ecologia, Cultura, Produções e Rentabilidade. Lisboa: Portucel - Empresa de Celulose e Papel de Portugal, E. P.
- GOES, E., 1989. Novos aproveitamentos em antigos eucaliptais. Lisboa: Soc. Astória, 37 pp.
- GPP - Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral., 2018. Instrumentos de política de promoção da gestão ativa dos espaços florestais. *CULTIVAR, Cadernos de Análise e Prospetiva*. Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral (GPP), Lisboa, **14**: 93-103.
- GPS - Grupo Portucel Soporcel, 2010. Código de Boas Práticas Florestais. http://www.thenavigatorcompany.com/var/ezdemo_site/storage/original/application/554c06185318ba146a07ed48d111eebc.pdf
- ICNF - Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas, 2019. IFN6 – 6º Inventário Florestal Nacional. Relatório Final. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Lisboa. 284 pp.
- ICNF - Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas, 2018. Perfil florestal. <http://www2.icnf.pt/portal/florestas/ppf/estatisticas-oficiais/resource/doc/ICNF-Perfil-Florestal-v08nov2018.pdf>
- LARCOMBE, M.J., SILVA, J.S., VAILLANCOURT, R.E., POTTS, B.M., 2013. Assessing the invasive potential of *Eucalyptus globulus* in Australia: quantification of wildling establishment from plantations. *Biological Invasions* **15**: 2763-2781.

- LEITE, A., SANTOS, C., SARAIVA, I., PINHO, J., 1999. O Planeamento Florestal e as Espécies Invasoras. 1.º Encontro sobre Invasoras Lenhosas, 16-18 de Novembro de 1999, pp 49-63, volume: complementar.
- LÚCIO, T., 2015. Regeneração do Eucalipto. O caso da Tapada Nacional de Mafra. Dissertação Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental. Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia Animal.
- 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.
- MARCHANTE, E., MARCHANTE, H., 2018. Uma visão sobre o eucalipto em Portugal. *CULTIVAR, Cadernos de Análise e Prospetiva*. Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral (GPP), Lisboa. **14**: 33-43.
- MARQUES, C., GUIMARÃES, P., BORRALHO, N., BATISTA, R.P., 2017. *Eucalyptus globulus* – Recurso sustentável em Portugal. XXIV TECNICLPA - International Forest, Pulp and Paper Conference. 11-12 October, 2018. Aveiro, Portugal.
- MIRRA, I.M., OLIVEIRA, T.M., BARROS, A.M.G., FERNANDES, P.M., 2017. Fuel dynamics following fire hazard reduction treatments in blue gum (*Eucalyptus globulus*) plantations in Portugal. *Forest Ecology and Management* **398**: 185-195.
- MOREIRA, F., VAZ, P., CATRY, F., SILVA, J.S., 2009. Regional variations in wildfire susceptibility of land-cover types in Portugal: implications for landscape management to minimize fire hazard. *International Journal of Wildland Fire* **18**(5): 563.
- MOREIRA, F., FERREIRA, A., ABRANTES, N., CATRY, F., FERNANDES, P., ROXO, L., KEIZER, J.J., SILVA, J., 2013. Occurrence of native and exotic invasive trees in burned pine and eucalypt plantations: Implications for post-fire forest conversion. *Ecological Engineering* **58**: 296-302.
- NEREU, M., SILVA, J.S., DEUS, E., NUNES, M., POTTS, B., 2019. The effect of management operations on the demography of *Eucalyptus globulus* seedlings. *Forest Ecology and Management* **453**: 117630.
- NICOLLE, D., 2006. A classification and census of regenerative strategies in the eucalypts (*Angophora*, *Corymbia* and *Eucalyptus* – Myrtaceae), with special reference to the obligate seeders. *Australian Journal of Botany* **54**(4): 391-407.
- NUNES, L.J.R., MEIRELES, C.I.R., PINTO GOMES, C.J., ALMEIDA RIBEIRO, N.M.C., 2019. Historical Development of the Portuguese Forest: The Introduction of Invasive Species. *Forests* **10**(11): 974.
- OLIVEIRA, T.M., GUIOMAR, N., BAPTISTA, F.O., PEREIRA, J.M., CLARO, J., 2017. Is Portugal's forest transition going up in smoke? *Land Use Policy* **66**: 214-226.

- PARDAL, S., PINHO, J.R., BINGRE, P., 2000. Os Espaços Silvestre. In PARDAL, S.C., LOBO, M.C., CORREIA, P.V.D. (Eds). *Normas Urbanísticas (Volume IV) – Planeamento Integrado do Território – Elementos de Teoria Crítica*, DGOTDU/UTL, 2000.
- POTTS, B., MCGOWEN, M., WILLIAMS, D., SUITOR, S., JONES, T., GORE, P., VAILLANCOURT, R., 2008. Advances in reproductive biology and seed production systems of *Eucalyptus*: the case of *Eucalyptus globulus*. *Southern Forests: a Journal of Forest Science* **70**(2): 145-154.
- PYŠEK, P., RICHARDSON, D.M., 2010. Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. *Annual Review of Environment and Resources* **35**(1): 25-55.
- QUEIRÓS, L., DEUS, E., SILVA, J.S., VICENTE, J., ORTIZ, L., FERNANDES, P.M., CASTRO-DÍEZ, P., 2020. Assessing the drivers and the recruitment potential of *Eucalyptus globulus* in the Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* **466**: 118147.
- RICHARDSON, D.M., PYŠEK, P., REJMÁNEK, M., BARBOUR, M.G., PANETTA, F.D., WEST, C.J., 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* **6**: 93-107.
- RICHARDSON, D.M., REJMÁNEK, M., 2011. Trees and shrubs as invasive alien species - a global review. *Diversity and Distributions* **17**: 788-809.
- SANTOS, P., MATIAS, H., DEUS, E., ÁGUAS, A., SILVA, J.S., 2015. Fire effects on capsules and encapsulated seeds from *Eucalyptus globulus* in Portugal. *Plant Ecology* **216**: 1611-1621.
- SILVA, J.S., VAZ, P., MOREIRA, F., CATRY, F., REGO, F.C., 2011. Wildfires as a major driver of landscape dynamics in three fire-prone areas of Portugal. *Landscape and Urban Planning* **101**: 349-358.
- SILVA, J.S., MARCHANTE, H., 2012 Post-fire management of exotic forests. *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests*. Springer, New York, pp 223-255.
- SILVA, J.S., DOS SANTOS, P., SÉRIO, A., GOMES, F., 2016. Effects of heat on dehiscence and germination in *Eucalyptus globulus* Labill. *International Journal of Wildland Fire* **25**: 478-483.
- SILVA, J.S., TOMÉ, M., 2016. Tasmanian blue gum in Portugal – opportunities and risks of a widely cultivated species. In KRUMM, F., VÍTKOVÁ (Eds). *Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges*. European Forest Institute, pp. 352-361.
- SILVA, J.S., DEUS, E., 2018. O que sabemos (e não sabemos) sobre as populações naturais de eucalipto em Portugal. *CULTIVAR, Cadernos de Análise e Prospetiva*. Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral (GPP), Lisboa. 14: 25-32.
- SILVA-PANDO, F.J., PINO-PÉREZ, R., 2016. Introduction of *Eucalyptus* into Europe. *Australian Forestry* **79**: 283-291.

Pragas e Doenças Associadas aos Eucaliptos

CAPÍTULO VII

Pragas e Doenças Associadas aos Eucaliptos

Carlos Valente¹, Catarina Gonçalves¹, José Vasques², Ana Catarina Manta², Helena Bragança^{3,4}, Manuela Branco⁵

¹RAIZ – Instituto de Investigação da Floresta e Papel, Quinta de S. Francisco, 3800-783 AVEIRO

*carlos.valente@thenavigatorcompany.com

²Navigator Forest Portugal, Mitrena Apartado 55, 2901-861 SETÚBAL

³Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária I.P., Quinta do Marquês, 2780-159 OEIRAS

⁴GREEN-IT Bioresources for Sustainability, ITQB NOVA, Av. da República, 2780-157 OEIRAS

⁵Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 LISBOA

Sumário. Os principais problemas de origem biótica que afetam os eucaliptos são causados por insetos e fungos. Muitos destes agentes bióticos são nativos da Austrália, região de origem dos próprios eucaliptos, com os quais estas espécies coevoluíram. Em Portugal, acompanhando a tendência global, o número de novas pragas e doenças associadas aos eucaliptos tem vindo a aumentar nos últimos 50 anos, o que se justifica pela crescente circulação de pessoas e bens. Em alguns casos, as perdas económicas que estes agentes bióticos provocam são severas e os seus impactes ameaçam a sustentabilidade das plantações florestais. Para controlar estes problemas, recorre-se principalmente ao controlo biológico clássico, com inimigos naturais provenientes da Austrália, à seleção e plantação de eucaliptos menos suscetíveis e à aplicação de produtos fitofarmacêuticos. Mantendo-se a tendência de aumento do número de pragas e doenças observada nas últimas décadas, é expectável que mais problemas fitossanitários venham a surgir em Portugal. Como consequência, os custos da gestão florestal, associados às

medidas de prevenção e controlo, tenderão a aumentar. Para fazer face a esta ameaça, é necessário reforçar a coordenação de esforços a nível nacional e internacional, para minimizar a dispersão das pragas e doenças para novos territórios, desenvolver estratégias de controlo adequadas e garantir a sua correta e oportuna implementação. Com o presente trabalho, pretende-se fazer uma revisão sobre as pragas e doenças que afetam os eucaliptos em Portugal e refletir sobre os desafios que se colocam à sua gestão.

Palavras-chave: Espécies invasoras, controlo biológico, melhoramento genético, proteção integrada, *Eucalyptus globulus*

Pests and diseases affecting eucalypts

Abstract. Insects and fungi are the main pests and diseases affecting eucalypts. Many of these agents are native to Australia, the region of origin of eucalypts, with which these species coevolved. In Portugal, the number of new pests and diseases associated with eucalypts has been increasing in the last 50 years. This rise is a global trend that can be explained by the increasing circulation of people and goods. Economic losses caused by biotic agents may be important, and can threaten the sustainability of forest plantations. The main control methods usually employed against these biotic agents are: i) classical biological control, with natural enemies from Australia; ii) selecting and planting less susceptible eucalyptus; and iii) applying pesticides. Since the number of pests and diseases is increasing in recent decades, more biotic agents are expected to be detected in Portugal in the coming years. As a result, the cost of forest management, associated with prevention and control measures, will tend to increase. To address this threat, coordination efforts at the national and international levels should be strengthened, in order to reduce the spread of pests and diseases to new territories, and to develop and implement appropriate control strategies. This work aims to review the pests and diseases affecting eucalypts in Portugal and discuss the challenges to their management.

Key words: Invasive species; biological control; genetic improvement; integrated pest management; *Eucalyptus globulus*

Ravageurs et maladies affectant les eucalyptus

Résumé. Les principaux problèmes d'origine biotique qui affectent l'eucalyptus sont causés par les insectes et les champignons. La plupart de ces agents biotiques sont

originaires d'Australie, la région d'origine des eucalyptus eux-mêmes, avec lesquels ces espèces ont évolué. Au Portugal, suivant la tendance mondiale, le nombre de nouveaux ravageurs et maladies associés à l'eucalyptus a augmenté au cours des 50 dernières années, ce qui est justifié par la circulation croissante des personnes et des biens. Dans certains cas, les pertes économiques que causent ces agents biotiques sont graves et leur impact menace la soutenabilité des plantations forestières. Pour contrôler ces problèmes, le contrôle biologique classique, avec des ennemis naturels originaire de l'Australie, la sélection et la plantation d'eucalyptus moins sensibles et l'application de produits phytopharmaceutiques, est principalement utilisé. En maintenant la tendance à l'augmentation du nombre de ravageurs et de maladies observés au cours des dernières décennies, on s'attend à ce que davantage de problèmes phytosanitaires se posent au Portugal. Par conséquent, les coûts de la gestion forestière, associés aux mesures de prévention et de contrôle, auront tendance à augmenter. Afin de faire face à cette menace, il est nécessaire de renforcer la coordination des efforts déployés aux niveaux national et international pour réduire au minimum la propagation des ravageurs et des maladies vers de nouveaux territoires, élaborer des stratégies de contrôle appropriées et assurer leur mise en œuvre correcte et opportune. Avec ces travaux, nous avons l'intention d'examiner les ravageurs et les maladies qui affectent l'eucalyptus au Portugal et de réfléchir aux défis qui se posent à sa gestion.

Mots-clés: Les espèces envahissantes; le contrôle biologique; l'amélioration génétique; la protection intégrée; *Eucalyptus globulus*

Origem das pragas e doenças

Os eucaliptos¹ começaram a ser cultivados fora da sua área de distribuição nativa no século XVIII. No último século, registou-se um aumento expressivo da área de plantação de eucaliptos a nível mundial, sobretudo na América do Sul, África, Europa e Ásia, ocupando atualmente cerca de 20 milhões de hectares (GIT FORESTRY CONSULTING, 2017). **Durante várias décadas, estas árvores beneficiaram da quase ausência de pragas e doenças nas áreas onde foram introduzidas.** Porém, ao longo do tempo, vários agentes bióticos de origem australiana que atacam eucaliptos chegaram às regiões onde estes são plantados comercialmente (WINGFIELD *et al.*, 2008; PAINE *et al.*, 2011; HURLEY *et al.*, 2016). Na maioria dos casos, estes agentes bióticos nocivos são insetos e fungos. Muitos destes agentes estabeleceram-se primeiramente numa só região fora da Austrália, onde proliferaram, seguindo-se, a partir daí, novas introduções dessas espécies em outras regiões. Este é o caso das pragas e doenças de eucaliptos presentes em Portugal, que não foram introduzidas diretamente a partir da Austrália, mas tiveram origem em países da América do Sul, África ou em outros países europeus. As vias que levam à introdução destes organismos são desconhecidas, mas o trânsito de pessoas e o comércio de material vegetal vivo, produtos de madeira e outras mercadorias têm certamente contribuído para a sua propagação (WINGFIELD *et al.*, 2008; HURLEY *et al.*, 2016). É expectável que a expansão das plantações de eucaliptos que se tem verificado em vários continentes promova maior circulação de plantas e materiais lenhosos de eucalipto a nível global, favorecendo o transporte involuntário das pragas e doenças.

Em 2016, registava-se a ocorrência de 42 insetos australianos a afetar eucaliptos fora da sua área de distribuição nativa (HURLEY *et al.*, 2016). **Em Portugal, estão atualmente presentes catorze artrópodes fitófagos específicos**

¹ Espécies pertencentes aos géneros *Eucalyptus*, *Corymbia* e *Angophora*.

de eucaliptos, nomeadamente treze insetos e um ácaro (Figura 1). Relativamente às doenças, apesar de o seu impacto económico não estar ainda bem determinado em Portugal, o conhecimento dos patogénios já detetados em associação com o eucalipto em todo o território continental permite sugerir que as principais doenças de origem biótica são causadas por fungos, dos quais se destacam os da família Botryosphaeriaceae (*Neofusicoccum*, *Botryosphaeria* e *Diplodia*), os géneros *Teratosphaeria* e *Mycosphaerella* e a espécie *Quambalaria eucalypti* (BARRADAS *et al.*, 2016; BATISTA *et al.*, 2020; BRAGANÇA *et al.*, 2015; BRANCO 2007; BRANCO *et al.*, 2014; SILVA *et al.*, 2015).

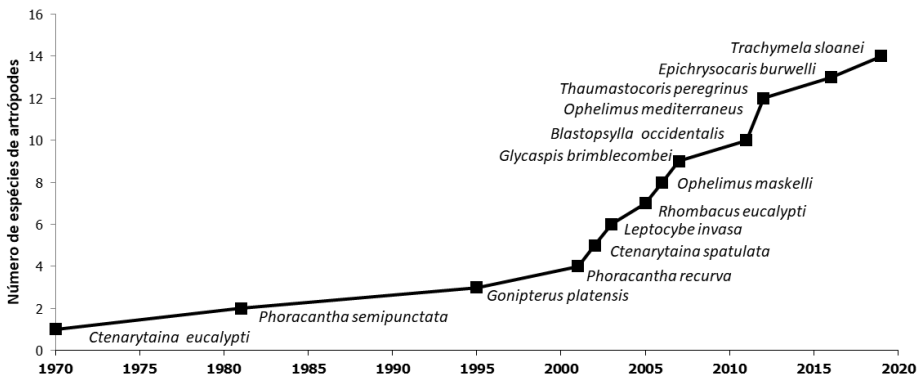


Figura 1 - Curva cumulativa do número de espécies de artrópodes australianos, fitófagos, associados aos eucaliptos em Portugal, com base no ano da sua primeira deteção. Os nomes científicos dos artrópodes estão assinalados no gráfico, sendo *Rhombacus eucalypti* um ácaro e as restantes espécies insetos

Embora as principais pragas e doenças dos eucaliptos sejam originárias da Austrália, alguns insetos e fungos que ocorrem naturalmente nas áreas onde os eucaliptos foram introduzidos constituem também problemas relevantes (WINGFIELD *et al.*, 2008; ALFENAS *et al.*, 2009). Em Portugal, são esporádicos os casos em que organismos nativos afetam eucaliptos. A ocorrência de estragos

por insetos exóticos não específicos de eucaliptos é também pouco frequente em Portugal, sendo a espécie asiática *Ambrosiodmus rubricollis* a mais recentemente detetada (NAVES *et al.*, 2019). No caso dos insetos, a transferência de espécies nativas para os eucaliptos tem ocorrido sobretudo em África, na Ásia e na América do Sul (PAINE *et al.*, 2011). Esses insetos são geralmente polípagos, i.e. podem alimentar-se de plantas muito diferentes, ou possuem já como hospedeiros naturais plantas nativas da família Myrtaceae, à qual pertencem os eucaliptos (PAINE *et al.*, 2011). Por exemplo, a borboleta noturna brasileira *Thyrintina arnobia* alimenta-se de várias plantas nativas da família Myrtaceae e é uma importante praga de eucaliptos no Brasil (LEMOS *et al.*, 1999). Por outro lado, as formigas sul-americanas *Atta* spp. e *Acromyrmex* spp. e a borboleta noturna sul-africana *Coryphodema tristis* são exemplos de insetos polípagos que também atacam eucaliptos (BOREHAM, 2006; ZANETTI *et al.*, 2014). Situação idêntica ocorre com fungos patogénicos que não são específicos dos eucaliptos, mas que podem atacá-los. Como exemplos deste tipo de fungos pode-se referir a espécie *Austropuccinia psidii*, que afeta naturalmente plantas nativas da família Myrtaceae na América do Sul e na América Central, e várias espécies do género *Chrysosporthe*, que na África do Sul, América do Sul e Sudeste da Ásia parasitam plantas nativas das famílias Myrtaceae e Melastomataceae (WINGFIELD *et al.*, 2008).

Impacte e importância económica

Embora várias espécies de insetos e fungos ataquem os eucaliptos, nem todas provocam estragos relevantes. Porém, **algumas afetam severamente as raízes, as folhas, os ramos ou os troncos dos eucaliptos, podendo causar efeitos negativos no vigor, no desenvolvimento e na sobrevivência das plantas** (Quadro 1). Em Portugal, o gorgulho-do-eucalipto (*Gonipterus platensis*), a foracanta (*Phoracantha semipunctata*) e o percevejo-do-bronzeamento

(*Thaumastocoris peregrinus*) constituem as pragas mais importantes (Figura 2). Por sua vez, a doença-das-manchas-das-folhas e os cancrios, doenças causadas respetivamente por fungos dos grupos *Teratosphaeria*/*Mycosphaerella* (Figura 3) e *Neofusicoccum*/*Teratosphaeria gauchensis*, estão entre as principais doenças do eucalipto em Portugal (BARRADAS *et al.*, 2016; BATISTA *et al.* 2020; SILVA *et al.*, 2008; SILVA *et al.*, 2015).

Quadro 1 - Pragas e doenças dos eucaliptos presentes em Portugal

	Tipo	Nome comum	Nome científico	Zonas de maior incidência
Pragas	Desfolhador	Gorgulho-do-eucalipto	<i>Gonipterus platensis</i>	Áreas de altitude do Norte e Centro
		Traquimela	<i>Trachymela sloanei</i>	Sudeste, em expansão
	Broca	Foracanta ou broca-do-eucalipto	<i>Phoracantha semipunctata</i>	Zonas secas do Interior, Centro e Sul
			<i>Phoracantha recurva</i>	
	Picador/sugador	Percevejo-do-bronzeamento	<i>Thaumastocoris peregrinus</i>	Zonas secas do Interior, Centro e Sul
		Psila-da-folha-adulta	<i>Ctenarytaina spatulata</i>	Generalizada
		Psila-da-folha-juvenil	<i>Ctenarytaina eucalypti</i>	Viveiro
		Psílideo-de-concha	<i>Glycaspis brimblecombei</i>	Generalizada
		Psila-algodão	<i>Blastopsylla occidentalis</i>	Generalizada
		Ácaro-do-eucalipto	<i>Rhombacus eucalypti</i>	Generalizada
	Galicola	Vespa-da-galha	<i>Leptocybe invasa</i>	Generalizada
			<i>Ophelimus maskelli</i>	Generalizada
			<i>Ophelimus mediterraneus</i>	Generalizada
			<i>Epichrysocharis burwelli</i> ¹	Lisboa e Vale do Tejo
Doenças	Doença da parte aérea	Doença-das-manchas-das-folhas	<i>Teratosphaeria</i> spp. <i>Mycosphaerella</i> spp.	Litoral Centro e Norte e viveiros
		Podridão cinzenta	<i>Botrytis cinerea</i>	Viveiros
		Quambalaria	<i>Quambalaria eucalypti</i>	Generalizada
		Pestalotiopsis	<i>Pestalotiopsis</i> spp. <i>Neopestalotiopsis</i> spp.	Viveiros
	Doença do tronco	Cancro	<i>Neofusicoccum</i> spp. <i>Teratosphaeria gauchensis</i>	Generalizada
	Doença das raízes	Fitóftora	<i>Phytophthora</i> spp.	Provavelmente generalizada

¹ Inseto apenas encontrado em *Corymbia citriodora*.

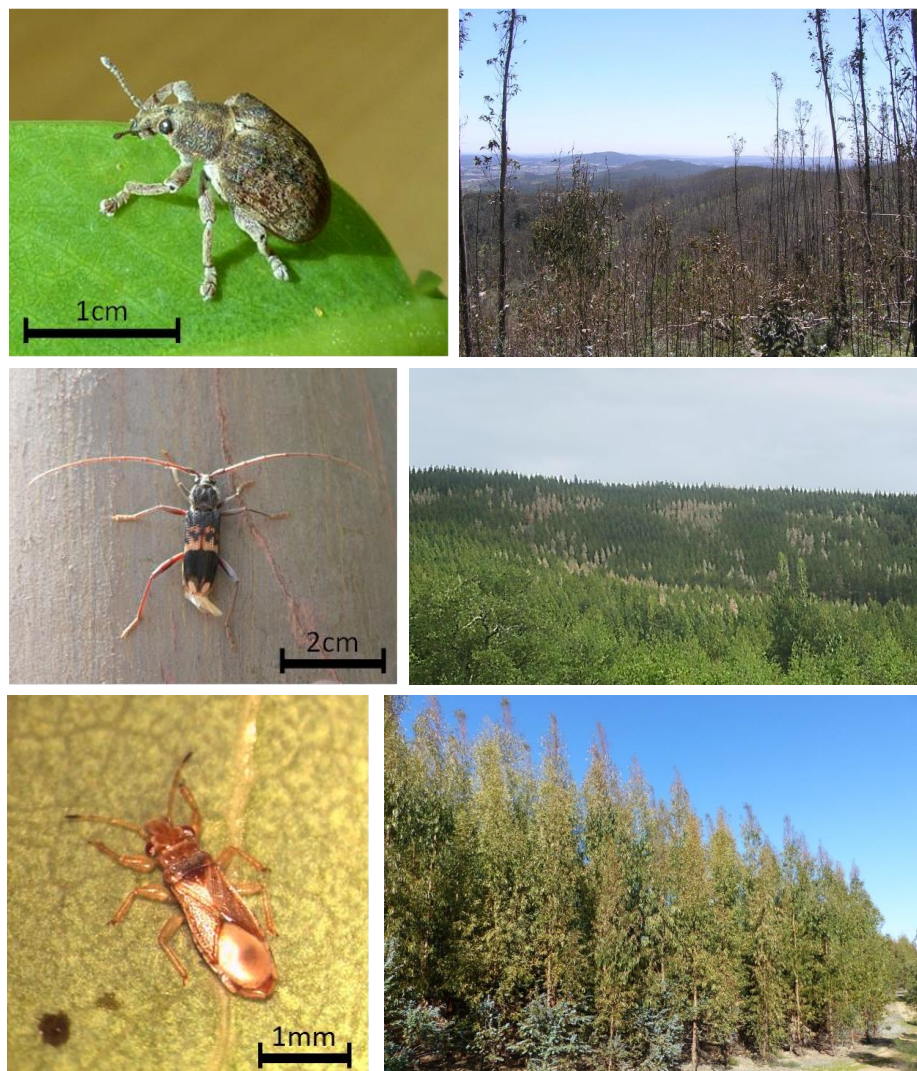


Figura 2 - Principais pragas dos eucaliptos em Portugal. Em cima: gorgulho-do-eucalipto, *Gonipterus platensis*, e desfolha causada pelo inseto; a meio: broca-do-eucalipto, *Phoracantha semipunctata*, e mortalidade de árvores causada pelo inseto; em baixo: percevejo-do-bronzeamento, *Thaumastocoris peregrinus*, e descoloração da copa originada pelo inseto



Figura 3 - Eucaliptos jovens com a doença-das-manchas-das-folhas, causada por fungos dos géneros *Teratosphaeria* e *Mycosphaerella*

Em plantações destinadas à produção de madeira, o impacto mais importante da atividade das pragas e da presença de doenças é a redução do volume de madeira produzida. Por exemplo, no caso do gorgulho-do-eucalipto em Portugal, estima-se que os estragos causados por este inseto em eucaliptais resultem na perda de cerca de 1 milhão de m³ de madeira por ano (VALENTE *et al.*, 2018). Adicionalmente ao efeito das pragas e doenças na produção de madeira, ocorrem com frequência diversos impactos ao nível de outros serviços gerados pelo ecossistema. A atividade destes agentes bióticos pode afetar negativamente a produção de bens, como o mel e a folhagem (usada para extrair óleos essenciais), funções de regulação e suporte (e.g. sequestro de carbono e retenção de água) e funções culturais e recreativas (e.g. passeios de natureza) (BRANCO *et al.*, 2015). Estes impactos podem ter, por sua vez, uma dimensão socioeconómica relevante, ao traduzirem-se em perdas económicas diretas para os proprietários florestais e para as indústrias do setor florestal, na perda de postos de trabalho e na necessidade de aumentar a importação de matérias-primas (BRANCO *et al.*, 2015; VALENTE *et al.*, 2018).

Métodos de controlo

Os métodos mais usados para minimizar as perdas causadas por pragas e doenças que afetam eucaliptos incluem: i) o controlo biológico, que consiste na utilização de inimigos naturais, sendo estes geralmente outros insetos que se alimentam das pragas; ii) a seleção e plantação de variedades de eucalipto menos vulneráveis à ação dos agentes bióticos nocivos, em particular nos locais de maior risco; e iii) a aplicação de produtos fitofarmacêuticos. Ainda que em menor escala, poderão ser também usados outros métodos, como os culturais, de que é exemplo o corte e remoção de árvores atacadas pela broca-do-eucalipto.

O controlo biológico clássico é uma estratégia particularmente útil para reduzir o impacto de pragas exóticas que não são controladas por inimigos naturais existentes na área invadida (WINGFIELD *et al.*, 2015; KENIS *et al.*, 2017). Este tipo de controlo foi aplicado pela primeira vez em eucaliptos em 1905, ano em que a joaninha australiana *Rhyzobius ventralis* foi introduzida na Nova Zelândia para combater a cochonilha *Eriococcus coriaceus* (CAMERON *et al.*, 1993; WITHERS, 2001). Os inimigos naturais usados para controlo biológico são muitas vezes insetos predadores ou parasitóides² específicos dos insetos-praga e com a mesma origem geográfica. Em Portugal, destaca-se o programa de controlo biológico do gorgulho-do-eucalipto usando o inseto australiano *Anaphes nitens*. Este programa começou a ser implementado em 1997 e, apesar de não ter permitido controlar a praga em todo o território, contribuiu para reduzir substancialmente o seu impacto, com elevado retorno económico (VALENTE *et al.*, 2018). O parasitóide *A. nitens* foi usado pela primeira vez na África do Sul, no início do século XX, com grande sucesso, tendo sido depois introduzido em

² Insetos que se desenvolvem total ou parcialmente à custa de outra espécie (hospedeiro), acabando por provocar a morte dos indivíduos que parasitam. Muitos parasitóides depositam os seus ovos no interior de ovos ou larvas do hospedeiro, onde se desenvolvem até ao estado adulto.

outros países africanos, bem como na Nova Zelândia, América do Sul, América do Norte e Europa (SCHRÖDER *et al.*, 2020).

Embora a maioria dos insetos usados como agentes de controlo biológico a nível mundial não tenha tido qualquer impacto indesejável, a libertação de inimigos naturais exóticos pode implicar riscos, nomeadamente o de afetar populações de insetos nativos. Assim, **é indispensável que previamente à introdução de um agente de controlo biológico numa nova região se realize a avaliação criteriosa e exaustiva dos potenciais riscos e benefícios**. Tendo estes cuidados, o controlo biológico é uma medida eficaz, segura, económica e duradoura (VAN LENTEREN *et al.*, 2006; BARRATT, 2011; DE CLERCQ *et al.*, 2011; SIMBERLOFF, 2012; HAJEK *et al.*, 2016; KENIS *et al.*, 2017). Em Portugal, a primeira avaliação de risco para a introdução de um inimigo natural de uma praga de eucaliptos foi realizada em 2017, para o inseto australiano *Anaphes inexpectatus*, parasitóide do gorgulho-do-eucalipto (VALENTE *et al.*, 2017). Salienta-se que os agentes de controlo biológico usados em todo o mundo no controlo das pragas de eucalipto são específicos dessas pragas e dos eucaliptos como *habitat*, pelo que esses agentes nunca foram registados a afetar populações de outros organismos.

A suscetibilidade de eucaliptos a insetos fitófagos e a fungos patogénicos tem sido estudada e explorada para reduzir os prejuízos que estes causam. No caso das doenças, a plantação de eucaliptos menos suscetíveis é a medida mais relevante para o seu controlo em campo. O gorgulho-do-eucalipto é um exemplo de uma praga para a qual a suscetibilidade de diferentes espécies de eucaliptos tem sido investigada e usada como medida de mitigação. Nos países onde o gorgulho-do-eucalipto está presente, a espécie *Eucalyptus globulus* é consistentemente considerada um dos hospedeiros mais suscetíveis, estando outras espécies de eucalipto identificadas como mais resistentes ou tolerantes (HANKS *et al.*, 2000; RIVERA and CARBONE, 2000; LANFRANCO and DUNGEY, 2001; GONÇALVES *et al.*, 2019). A espécie *Eucalyptus nitens*, sendo menos atacada

pelo inseto, tem sido amplamente plantada como alternativa a *E. globulus*, sobretudo em áreas de forte incidência da praga no norte de Espanha. Todavia, *E. nitens* tem desvantagens importantes quando comparada com *E. globulus*, nomeadamente menor qualidade da madeira para a indústria de pasta e papel (KIBBLEWHITE *et al.*, 2001) e menor capacidade de rebentação de toça após o corte das árvores (LITTLE *et al.*, 2002).

O uso de produtos fitofarmacêuticos é um método eficaz e necessário para o controlo de várias pragas e doenças dos eucaliptos. A aplicação de fungicidas, não sendo uma medida usada geralmente em campo, é porém bastante comum em viveiros de produção de plantas, para o controlo de doenças. Exemplos de pragas cujo controlo requer a aplicação de inseticidas incluem as formigas cortadeiras dos géneros *Atta* e *Acromyrmex* no Brasil (ZANETTI *et al.*, 2014; LEMES *et al.*, 2017), o gorgulho-do-eucalipto em Portugal (VALENTE *et al.*, 2018) e a borboleta noturna *Mnesampela privata* na Austrália (RAPLEY *et al.*, 2009). Todavia, a utilização de inseticidas contra pragas de eucaliptos tem sido limitada, devido aos custos de aplicação elevados, a restrições legais e ao esforço de redução da utilização de pesticidas induzido pela gestão florestal certificada (HURLEY *et al.*, 2016; LEMES *et al.*, 2017). Adicionalmente, os inseticidas apresentam em geral maiores riscos do que outros métodos de controlo, designadamente para a saúde humana, para animais domésticos e para o meio ambiente, incluindo efeitos sobre insetos benéficos, como polinizadores e inimigos naturais de pragas (PIMENTEL *et al.*, 1992; SEXTON *et al.*, 2007). A existência destes riscos implica a necessidade de usar criteriosamente os inseticidas, aplicando-os apenas na ausência de alternativas e cumprindo a legislação e as boas práticas de utilização (e.g. ANIPLA, 2016).

Os diferentes meios de controlo são em geral usados em conjunto e de forma complementar, juntamente com outras medidas indiretas, de carácter preventivo,

como sejam ações de silvicultura (e.g. adubação ou controlo de vegetação espontânea), que contribuam para melhorar o vigor dos eucaliptos.

Desafios à gestão integrada de pragas e doenças

A disponibilidade de medidas eficazes para o controlo de agentes bióticos nocivos deve ser assegurada, de modo a permitir a sustentabilidade das áreas de eucalipto afetadas. Limitações de natureza legal, burocrática ou de certificação, relativas à importação e libertação na natureza de inimigos naturais exóticos e ao uso de produtos fitofarmacêuticos, dificultam ou impedem mesmo a implementação destas ações de controlo. Adicionalmente, poderão também existir limitações técnicas, como a dificuldade em descobrir inimigos naturais eficazes e classificá-los taxonomicamente ou em identificar variedades de eucaliptos resistentes ou tolerantes a determinadas pragas ou doenças.

A necessidade de garantir a existência de métodos de controlo eficazes assume relevância acrescida num contexto em que o número de pragas e doenças associadas aos eucaliptos fora da Austrália tem vindo a aumentar rapidamente. Acresce o facto de as alterações climáticas poderem vir a aumentar a nocividade e a importância económica de alguns insetos e fungos (SLIPPERS *et al.*, 2005; WINGFIELD *et al.*, 2013). Prevê-se, assim, que no futuro exista um maior número de pragas e doenças, que afetarão a produtividade florestal e os custos de produção, tornando mais complexa a gestão das áreas plantadas. É ainda previsível que algumas das próximas introduções sejam espécies pouco estudadas ou mesmo desconhecidas, o que obrigará a disponibilizar recursos para estudos sobre a sua biologia e ecologia, necessários para desenvolver estratégias eficazes de controlo (HURLEY *et al.*, 2016). Para enfrentar esta ameaça, é essencial desenvolver e implementar medidas que minimizem a dispersão das pragas e doenças para novos territórios e medidas que mitiguem eficazmente os impactes daquelas que se instalaram. Para tal, é

fundamental reforçar a coordenação de esforços, tanto a nível nacional como internacional, no que diz respeito à inspeção e interceção de material infestado à chegada ao país, à deteção precoce de novos problemas pela instalação de pontos de amostragem nas zonas mais sensíveis e à monitorização das pragas e doenças uma vez instaladas no território (e.g. recorrendo à deteção remota e a outras tecnologias). É também necessário investir em investigação e desenvolvimento, nomeadamente no desenvolvimento de métodos rápidos de identificação, em medidas de controlo (e.g. identificação de inimigos naturais, que possam ser usados em programas de controlo biológico) e na identificação e seleção de plantas mais resistentes. A adequada implementação destas medidas permitirá conviver com estes organismos invasores, minimizando os seus prejuízos económicos.

Bibliografia consultada

- ALFENAS, A.C., ZAUZA, A.A.V., MAFIA, R.G., ASSIS, T.F., 2009. *Clonagem e Doenças do Eucalipto*. Editora UFV, Viçosa, Brasil. 500 pp.
- ANIPLA, 2016. *Manual de Boas Práticas para o uso seguro e sustentável dos produtos fitofarmacêuticos de âmbito profissional*. 60 pp. https://www.anipla.com/docs/cultivarseguranca/Manual_cultivar_seguranca_2016.pdf.
- BARRADAS, C., PHILLIPS, A., CORREIA, A., DIOGO, E., BRAGANÇA, H., ALVES, A., 2016. Diversity and potential impact of Botryosphaeriaceae species associated with *Eucalyptus globulus* plantations in Portugal. *European Journal of Plant Pathology* **146**: 245-257.
- BARRATT, B.I., 2011. Assessing safety of biological control introductions. *CAB Reviews Perspectives in Agriculture Veterinary Science Nutrition and Natural Resources* **6**: 1-12.
- BATISTA, E., LOPES, A., ALVES, A., 2020. Botryosphaeriaceae species on forest trees in Portugal: diversity, distribution and pathogenicity. *European Journal of Plant Pathology* **158**: 693-720.
- BOREHAM, G.R., 2006. A survey of cossid moth attack in *Eucalyptus nitens* on the Mpumalanga Highveld of South Africa: research note. *Southern African Forestry Journal* **2006**: 23-26.

- BRAGANÇA, B., DIOGO, E.L.F., NEVES, L., VALENTE, C., ARAÚJO, C., BONIFÁCIO, L., PHILLIPS, A.J.L., 2015. Quambalaria eucalypti a pathogen of Eucalyptus globulus newly reported in Portugal and in Europe, *Forest Pathology* **46**: 77-75. DOI: 10.1111/efp.12221.
- BRANCO, M., BRAGANÇA, H., SOUSA, E., PHILLIPS, A.J., 2014. Pests and Diseases in Portuguese Forestry: Current and New Threats. In *Forest Context and Policies in Portugal*. REBOREDO F. (eds). *World Forests*, vol 19. Springer, Cham. pp. 117-154.
- BRANCO, M., 2007. Agentes bióticos do eucalipto em Portugal. In *O Eucalipto em Portugal: Impactes Ambientais e Investigação Científica*. ALVES, A.M., PEREIRA J.S., SILVA J.M.N. (Eds.). ISAPress, Lisboa, Portugal. pp. 255-282.
- BRANCO, S., VIDEIRA, N., BRANCO, M., PAIVA, M.R., 2015. A review of invasive alien species impacts on eucalypt stands and citrus orchards ecosystem services: towards an integrated management approach. *Journal of Environmental Management* **149**: 17-26.
- CAMERON, P.J., HILL, R.L., BAIN, J., THOMAS, W.P., 1993. Analysis of Importations for Biological Control of Insect Pests and Weeds in New Zealand. *Biocontrol Science and Technology* **3**: 387-404.
- DE CLERCQ, P., MASON P.G., BABENDREIER D., 2011. Benefits and risks of exotic biological control agents. *BioControl* **56**: 681-698.
- GIT FORESTRY CONSULTING, 2017. *Global Eucalyptus Map 2009*. <http://git-forestry-blog.blogspot.com/2008/09/eucalyptus-global-map-2008-cultivated.html>.
- GONÇALVES, C.I., VILAS-BOAS, L., BRANCO, M., REZENDE, G.D., VALENTE, C., 2019. Host susceptibility to Gonipterus platensis (Coleoptera: Curculionidae) of Eucalyptus species. *Annals of Forest Science*. DOI: 10.1007/s13595-019-0850-y.
- GONÇALVES, C.I., VILAS-BOAS, L., BRANCO, M., REZENDE, G.D., VALENTE, C., 2019. Host susceptibility to Gonipterus platensis (Coleoptera: Curculionidae) of Eucalyptus species. *Annals of Forest Science* **76**: 63.
- HAJEK, A.E., HURLEY, B.P., KENIS, M., GARNAS, J.R., BUSH, S.J., WINGFIELD, M.J., VAN LENTEREN, J.C., COCK, M.J., 2016. Exotic biological control agents: A solution or contribution to arthropod invasions? *Biological Invasions* **18**: 953-969.
- HANKS, L., MILLAR, J., PAINE, T., CAMPBELL, C., 2000. Classical Biological Control of the Australian Weevil Gonipterus scutellatus (Coleoptera: Curculionidae) in California. *Environmental Entomology* **29**: 369-375.
- HURLEY, B.P., GARNAS, J., WINGFIELD, M.J., BRANCO, M., RICHARDSON, D.M., SLIPPERS, B., 2016. Increasing numbers and intercontinental spread of invasive insects on eucalypts. *Biological Invasions* **18**: 921-933.
- KENIS, M., HURLEY, B.P., HAJEK, A.E., COCK, M.J.W., 2017. Classical biological control of insect pests of trees: facts and figures. *Biological Invasions* pp. 3401-3417.

- KIBBLEWHITE, R., JOHNSON, B., SHELBOURNE, C., 2001. Kraft pulp qualities of *Eucalyptus nitens*, *E. globulus*, and *E. maidenii*, at ages 8 and 11 years. *New Zealand Journal of Forestry Science* pp. 447-457.
- LANFRANCO, D., DUNGEY, H., 2001. Insect damage in *Eucalyptus*: A review of plantations in Chile. *Austral Ecology* **26**: 477-481.
- LEMES, P.G., ZANUNCIO, J.C., SERRÃO, J.E., LAWSON, S.A., 2017. Forest Stewardship Council (FSC) pesticide policy and integrated pest management in certified tropical plantations. *Environmental Science and Pollution Research* **24**: 1283-1295.
- LEMOES, R.N.S., CROCOMO, W.B., FORTI, L.C., WILCKEN, C.F., 1999. Seletividade alimentar e influência da idade da folha de *Eucalyptus* spp. para *Thyrintina arnobia* (Lepidoptera: Geometridae). *Pesquisa Agropecuária Brasileira* **34**: 7-10.
- NAVES, P., BRAGANÇA, H., NÓBREGA, F., VALENTE, C., 2019. *Ambrosiodmus rubricollis* (Eichhoff) (Coleoptera; Curculionidae; Scolytinae) associated with young Tasmanian blue gum trees. *Journal of Applied Entomology* **143**: 1200-1204.
- VAN LENTEREN, J., BALE, J., BIGLER, F., HOKKANEN, H., LOOMANS, A., 2006. Assessing risks of releasing exotic biological control agents of arthropod pests. *Annual Review of Entomology* **51**: 609-634.
- LITTLE, K., VAN DEN BERG, G., FULLER, G., 2002. Coppicing potential of *Eucalyptus nitens*: results from a field survey. *Southern African Forestry Journal* pp. 31-38.
- PAINE, T.D., STEINBAUER, M.J., LAWSON, S.A., 2011. Native and Exotic Pests of *Eucalyptus*: A Worldwide Perspective. *Annual review of Entomology* **56**: 181-201.
- PIMENTEL, D., ACQUA, H., BILTONEN, M., RICE, P., SILVA, M., NELSON, J., LIPNER, V., GIORDANO, S., HOROWITZ, A., D'AMORE, M., 1992. Environmental and Economic Costs of Pesticide Use. *BioScience* **42**: 750-760.
- RAPLEY, L.P., POTTS, B.M., BATTAGLIA, M., PATEL, V.S., ALLEN, G.R., 2009. Long-term realised and projected growth impacts caused by autumn gum moth defoliation of 2-year-old *Eucalyptus nitens* plantation trees in Tasmania, Australia. *Forest Ecology and Management* **258**: 1896-1903.
- RIVERA, A.C., CARBONE S.S., 2000. The effect of three species of *Eucalyptus* on growth and fecundity of the *Eucalyptus* snout beetle (*Goniapterus scutellatus*). *Forestry* **73**: 21-29.
- SCHRÖDER, M.L., SLIPPERS, B., WINGFIELD, M.J., HURLEY, B.P., 2020. Invasion history and management of *Eucalyptus* snout beetles in the *Goniapterus scutellatus* species complex. *Journal of Pest Science* **93**: 11-25.
- SEXTON, S.E., LEI, Z., ZILBERMAN, D., 2007. The Economics of Pesticides and Pest Control. *International Review of Environmental and Resource Economics* **1**: 271-326.

- SILVA, M., VALENTE, C., NEVES, L.O., MACHADO, H., 2008. Evaluation of *Mycosphaerella* impact on eucalypts plantations in Portugal. *Revista de Ciências Agrárias* **31**(2): 112-118.
- SILVA, M.R.C., DIOGO, E., BRAGANÇA, H., MACHADO, H., PHILLIPS, A.J.L., 2015. *Teratosphaeria gauchensis* associated with trunk, stem and foliar lesions of *Eucalyptus globulus* in Portugal. *Forest Pathology* **45**: 224-234. DOI: 10.1111/efp.12160.
- SIMBERLOFF, D., 2012. Risks of biological control for conservation purposes. *BioControl* **57**: 263-276.
- SLIPPERS, B., STENLID, J., WINGFIELD, M.J., 2005. Emerging pathogens: fungal host jumps following anthropogenic introduction. *Trends in Ecology and Evolution* **20**(8): 420-421.
- VALENTE, C., AFONSO, C., GONÇALVES, C.I., ALONSO-ZARAZAGA, M.A., REIS, A.R., BRANCO, M., 2017. Environmental risk assessment of the egg parasitoid *Anaphes inexpectatus* for classical biological control of the Eucalyptus snout beetle, *Gonipterus platensis*. *BioControl* **62**(4): 457-468.
- VALENTE, C., GONÇALVES, C.I., MONTEIRO, F., GASPAR, J., SILVA, M., SOTTOMAYOR, M., PAIVA M.R., BRANCO M., 2018. Economic outcome of classical biological control: a case study on the Eucalyptus snout beetle, *Gonipterus platensis*, and the parasitoid *Anaphes nitens*. *Ecological Economics* **149**: 40-47.
- WINGFIELD, M., BROCKERHOFF, E., WINGFIELD, B., SLIPPERS, B., 2015. Planted forest health: The need for a global strategy. *Science* **349**: 832-836.
- WINGFIELD, M.J., ROUX, J., SLIPPERS, B., HURLEY, B.P., GARNAS, J., MYBURG, A.A., WINGFIELD, B.D., 2013. Established and new technologies reduce increasing pest and pathogen threats to Eucalypt plantations. *Forest Ecology and Management* **301**: 35-42.
- WINGFIELD, M., SLIPPERS, B., HURLEY, B., COUTINHO, T., WINGFIELD, B., ROUX, J., 2008. Eucalypt pests and diseases: growing threats to plantation productivity. *Southern Forests* **70**: 139-144.
- WITHERS, T.M., 2001. Colonization of eucalypts in New Zealand by Australian insects. *Austral Ecology* **26**: 467-476.
- ZANETTI, R., ZANUNCIO, J.C., SANTOS, J.C., SILVA, W.L.P., RIBEIRO, G.T., LEMES, P.G., 2014. An Overview of Integrated Management of Leaf-Cutting Ants (Hymenoptera: Formicidae) in Brazilian Forest Plantations. *Forests* **5**: 439-454.

