CULTIVAR

CADERNOS DE ANÁLISE E PROSPETIVA

N.23 | agosto 2021 | Impactos agroambientais: metodologias de quantificação e valorização económica

GPP GABINETE DE PLANEAMENTO, POLÍTICAS E ADMINISTRAÇÃO GERAL

CULTIVAR
Cadernos de Análise e Prospetiva

CULTIVAR

Cadernos de Análise e Prospetiva

N.º 23 | agosto de 2021 | Impactos agroambientais: metodologias de quantificação e valorização económica

Propriedade:
Gabinete de Planeamento, Politicas e Administração Geral (GPP)
Praça do Comércio, 1149-010 Lisboa
Telefone: + 351 213 234 600
e-mail: geral@gpp.pt | *website*: www.gpp.pt

Equipa editorial:
Coordenação: Ana Sofia Sampaio, Bruno Dimas, Eduardo Diniz
Ana Filipe Morais, Ana Rita Moura, António Cerca Miguel, João Paulo Marques, Manuel Loureiro, Pedro Castro Rego, Rui Trindade
e-mail: cultivar@gpp.pt

Colaboraram neste número:
Alan Matthews, Ana Teresa Silva, Carlos Carvalho, Carlos MGL Teixeira, Clara Lopes, Cristiana Vaz, Cristina Marta-Pedroso, David Gouveia, Inês Vacas, Isabel Escada, Ivo Gama, João Reis, José Costa, José Santos Silva, Hugo Costa, Lia Laporta, Manuel Gómez Ariza, Marjan Jongen, Nadja El Benni, Nuno Rodrigues, Nuno Sarmento, Olga Moreira, Óscar Veroz González, Paulo Canaveira, Ricardo F. M. Teixeira, Rita Farropas, Robert Finger, Rui Pereira, Sofia Duarte, Tatiana Valada, Tiago Domingos, Tiago G. Morais, Vânia Proença

Edições anteriores: https://www.gpp.pt/index.php/publicacoes-gpp/cultivar-cadernos-de-analise-e-prospetiva

Edição: Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral (GPP)

Execução gráfica e acabamento: Sersilito – Empresa Gráfica, Lda.

Tiragem: 1 000 exemplares

ISSN: 2183-5624

Depósito Legal: 394697/15

CULTIVAR
Cadernos de Análise e Prospetiva

N.º 23 〉 agosto de 2021

Impactos agroambientais: metodologias de quantificação e valorização económica

Índice

7/10 | EDITORIAL

SECÇÃO I – GRANDES TENDÊNCIAS

13/24 | RENDIMENTO AGRÍCOLA NA AGRICULTURA EUROPEIA: NOVAS PERSPETIVAS SOBRE MEDIÇÃO E IMPLICAÇÕES PARA A AVALIAÇÃO DAS POLÍTICAS

Robert Finger e Nadja El Benni

25/31 | REGRAS DA OMC: UMA RESTRIÇÃO EXCESSIVA À DEFINIÇÃO DA POLÍTICA AGROAMBIENTAL E CLIMÁTICA DA UE?

Alan Matthews

33/38 | AVALIAR OS EFEITOS CLIMÁTICOS DE MEDIDAS DE POLÍTICA AGRÍCOLA

Paulo Canaveira

39/49 | PASTAGENS PERMANENTES DE SEQUEIRO EM PORTUGAL: UMA ABORDAGEM À AVALIAÇÃO, QUANTIFICAÇÃO E VALORAÇÃO ECONÓMICA DOS IMPACTOS AMBIENTAIS E SERVIÇOS DE ECOSSISTEMA

Tiago Domingos, Nuno Sarmento, Carlos MGL Teixeira, Cristina Marta-Pedroso, Ivo Gama, Lia Laporta, Marjan Jongen, Nuno Rodrigues, Ricardo F. M. Teixeira, Tatiana Valada, Tiago G. Morais e Vânia Proença

SECÇÃO II – OBSERVATÓRIO

53/60 | A AGRICULTURA DE CONSERVAÇÃO E OS SEUS IMPACTOS: EXPERIÊNCIAS COM ALGUMAS METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO UTILIZANDO INDICADORES

Manuel Gómez Ariza e Óscar Veroz González

61/66 | A PRODUÇÃO ANIMAL E O DESAFIO DA SUSTENTABILIDADE
Olga Moreira e José Santos Silva

67/77 | ESTATÍSTICAS AGROAMBIENTAIS NA UNIÃO EUROPEIA E EM PORTUGAL, NO CONTEXTO DO PACTO ECOLÓGICO EUROPEU (*GREEN DEAL*)
Sofia Duarte, Rita Farropas e Carlos Carvalho

79/84 | METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO DAS INTERAÇÕES ENTRE HUMANOS E AMBIENTE
João Reis

85/87 | ESTRATÉGIA DO PRADO AO PRATO – A CONVERSÃO DA REDE DE INFORMAÇÃO DE CONTABILIDADES AGRÍCOLAS EM REDE DE INFORMAÇÃO DE SUSTENTABILIDADE AGRÍCOLA
Cristiana Vaz

SECÇÃO III – LEITURAS

91/102 | PROPOSTA DE REGULAMENTO DOS PLANOS ESTRATÉGICOS DA PAC E OS INDICADORES COMUNS DE IMPACTO/CONTEXTO DA PAC
Síntese da proposta e comentários aos indicadores, por Ana Rita Moura e Ana Teresa Silva, GPP

103/106 | ANÁLISE DAS LIGAÇÕES ENTRE A REFORMA DA PAC E O PACTO ECOLÓGICO EUROPEU
Síntese do documento de trabalho da Comissão Europeia com o mesmo nome, por João Marques, GPP

107/112 | O FUTURO DA PECUÁRIA NA UE: COMO CONTRIBUIR PARA UM SETOR AGRÍCOLA SUSTENTÁVEL?
Síntese do estudo financiado pela Comissão Europeia com o mesmo nome, por João Marques, GPP

113/115 | INICIATIVA QUATRO POR MIL, A IMPORTÂNCIA DO SOLO
Breve síntese da iniciativa francesa e do subsequente estudo de 2019, GPP

Editorial

EDUARDO DINIZ

Diretor-Geral do GPP

Esta edição N.º23 da Cultivar centra-se no tema Impactos agroambientais: metodologias de quantificação e valorização económica.

Os efeitos ambientais das atividades económicas são medidos, frequentemente, de modo indireto e agregado. A necessidade de atribuir valores económicos a esses efeitos traz dificuldades adicionais. Têm sido encontradas vias para lhes dar resposta, de que o exemplo mais conhecido serão os leilões de carbono.

A atividade agrícola gera um conjunto alargado de efeitos ambientais, positivos e negativos, a que as políticas pretendem dar resposta. A alteração das práticas produtivas, de modo a criar efeitos positivos ou reduzir os negativos, gera, em geral, diminuições de rendimento (por aumento de custos ou reduções da produção). O valor das ajudas agroambientais tem como objetivo compensar essa situação.

Há, portanto, dois efeitos a medir. O primeiro, qual o efeito ambiental da alteração de práticas (por exemplo, quanto se reduz a utilização de recursos naturais, quanto melhora o solo, quanto aumenta a biodiversidade, quanto é que isso significa em termos de emissões de carbono e redução do aquecimento global); o segundo, qual o valor económico desse efeito. Este último é necessário para avaliar se o custo está em correspondência com o proveito obtido, porque os recursos financeiros também são escassos.

As metodologias de quantificação neste campo têm vindo a desenvolver-se, havendo, contudo, muito caminho a percorrer. Para a maioria das perguntas não há respostas robustas, os próprios cientistas estão em debate sobre as limitações de parametrização e modelização destes temas.

Convirá, no entanto, destacar que a modelização tem um papel central na definição e monitorização das políticas públicas, particularmente ao nível europeu e multilateral. Os atuais objetivos do Pacto Ecológico Europeu (*Green Deal*) e, em particular, das Estratégias do Prado ao Prato (*Farm to Fork* – F2F) e de Biodiversidade (BDS) pretendem desenhar um caminho para a transição para sistemas alimentares mais sustentáveis.

Neste quadro, é essencial que os modelos de impacto e de simulação económica descrevam as inter-relações entre variáveis económicas e ambientais, de modo a obterem uma aproximação quantificada e estruturada da realidade que pode ser utilizada para analisar os impactos, e suas medidas de contrapartida, e assim fundamentar mudanças políticas.

No que se refere à atividade agrícola e à análise quantitativa das políticas agrícolas e de desenvol-

vimento rural, particularmente a Política Agrícola Comum (PAC), convirá não perder de vista a interdisciplinaridade associada à agricultura que pode trazer desafios suplementares a este tipo de análises. As questões macroeconómicas, o comércio, a energia, o ambiente e as alterações climáticas, a biodiversidade, saúde e nutrição são não só variáveis / parâmetros a recolher como também impulsionadores do próprio processo de elaboração de políticas nesta área.

Neste contexto, destacamos um relatório da Comissão Europeia – Joint Research Center (JRC): *Modelling environmental and climate ambition in the agricultural sector with the CAPRI model*[1] que, por coincidência, foi publicado no momento final da edição deste número, o qual aborda de forma clara a importância e as limitações dos modelos de modelização disponibilizados pela Comissão para abordagem, neste momento de transição das políticas com impacto na sustentabilidade dos sistemas alimentares.

"*O relatório também assinala que as atuais ferramentas de modelização necessitam de melhorias para nos ajudar a preparar futuras avaliações de impacto. Em particular, reflete as lacunas significativas que existem na integração na análise da forma como o lado da procura da cadeia alimentar responderia às mudanças necessárias do lado da procura e do lado da oferta. (…)*

Em muitos casos, estas últimas são também provocadas pela falta de dados. As limitações adicionais devidas à incapacidade de abarcar todo o alcance da transição para sistemas alimentares sustentáveis promovida pelas estratégias (por exemplo, mudança no funcionamento da cadeia de valor, impactos da degradação do solo, etc.) também impedem uma avaliação abrangente dos seus impactos."

Estas observações sobre as dificuldades de uma descrição eficaz dos modelos da realidade em análise permitem ainda assim retirar algumas ilações sobre o papel da PAC no prosseguir dos objetivos políticos da União Europeia, mas alerta que as limitações existentes podem condicionar a captação de mudanças endógenas específicas do setor, não contabilizando potenciais efeitos positivos quer diretos, quer indiretos para o ambiente e clima.

"As tecnologias implementadas durante os últimos cinco anos centraram-se na mitigação dos GEE [gases com efeito de estufa], impulsionadas pela importância dada pela Comissão à ação climática. Algumas destas tecnologias também contribuem para o novo objetivo apresentado pelas estratégias F2F e BDS (por exemplo, tecnologias de aplicação de fertilização mineral). Contudo, há muito mais tecnologias e práticas agrícolas que poderiam ser incluídas, o que poderia contribuir para alcançar os objetivos, minimizando simultaneamente os impactos na produção. O desenvolvimento de novos aditivos alimentares que reduzem as emissões de GEE da pecuária, a redução da mobilização do solo, a florestação e a inclusão de faixas de proteção são algumas das tecnologias e práticas agrícolas em que o *JRC já está a trabalhar, mas mais poderão ser consideradas a médio prazo. Em qualquer caso, existem certas limitações metodológicas que precisam de ser consideradas quando se introduzem tecnologias e práticas de gestão explícitas dentro de um modelo económico."*

A par desta citação é ainda de destacar a constatação que nas análises de natureza ambiental, bem como

Sistema de produção tradicional em mosaico com vinha e hortícolas, Valongo
Foto de Afonso Alves, Acervo do GPP

[1] https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/65064349-f0dd-11eb-a71c-01aa75ed71a1/language-en/format-PDF/source-221790181

no próprio modelo da Comissão, é comummente utilizada uma abordagem da atividade pecuária de forma agregada, a qual não capta alterações potenciais no sentido de métodos de produção animal biológicos ou mais extensivos. É ainda concluído que são necessários desenvolvimentos adicionais para captar o *feedback* positivo nos rendimentos resultantes da melhoria dos serviços ecossistémicos fornecidos pela melhoria da biodiversidade.

Na secção Grandes Tendências, começamos por apresentar um artigo de Robert Finger e Nadja El Benni, recentemente publicado na *European Review of Agricultural Economics*, em que os autores defendem que o rendimento agrícola deve ser medido também da perspetiva do consumo das famílias, avaliando o seu bem-estar económico e social, e não apenas do ponto de vista do valor económico gerado. Sublinhando a crescente complexidade e heterogeneidade tanto das estruturas e explorações agrícolas, como das políticas e da resposta às políticas, assim como o aumento da exposição ao risco por parte das explorações, argumentam que é necessário encontrar novas formas de medir o rendimento agrícola que permitam ter em conta estas novas realidades e assim conceber medidas de política mais adequadas.

Alan Matthews, do Trinity College, analisa os pagamentos associados às medidas agroambientais *e* aos novos eco-regimes e a forma de compatibilizar esses pagamentos com as regras da OMC de não distorção do comércio. Analisa o princípio da compensação subjacente a essas medidas (pagamento por custos incorridos ou perdas de rendimento sofridas devido a práticas específicas), as restrições ao seu desenho decorrentes das regras da OMC e a atribuição de pagamentos baseados no valor do serviço prestado. O autor conclui que, ao contrário do que poderia parecer, "*a adesão aos critérios da OMC constitui uma salvaguarda importante contra um potencial branqueamento verde* (green washing)" e que o princípio da compensação conduzirá a resultados mais próximos do ótimo teórico. Não sendo possível conhecer com precisão a curva da oferta de serviços de ecossistema, identificar o nível correto de pagamento pode ser mais uma arte do que uma ciência.

No artigo de Paulo Canaveira, pretende-se avaliar de que forma devem ser medidos os efeitos climáticos das medidas de política. O autor defende que não é possível ter em vista apenas um objetivo global, por exemplo a redução total de emissões, sem ter em consideração muitos outros fatores que influenciam o resultado de cada medida. Embora afirme que não existem ainda métodos harmonizados para fazer esta análise mais fina, refere diversas metodologias criadas em diferentes países tendo em conta que "*o efeito de uma política mede-se pela comparação entre as emissões de um setor 'sem o impacto da política' e as emissões do mesmo setor 'com o impacto da política'*". Ainda assim, surgem dificuldades várias de implementação, sendo preciso também não esquecer questões como os efeitos acessórios de cada medida, a questão da definição do cenário de base, o momento da avaliação, assim como a definição e aplicação de um plano adequado de monitorização.

O artigo de Tiago Domingos *et al*., IST e Terraprima, após uma breve introdução sobre a evolução ao longo do tempo dos sistemas baseados em pastagens e do seu potencial benéfico, faz uma apreciação qualitativa da gestão destes sistemas, nomeadamente em Portugal. Os autores apresentam as ferramentas e indicadores que utilizam na sua avaliação, para depois se centrarem no estudo dos impactos ambientais e serviços de ecossistema (SE) das pastagens permanentes sob diferentes modelos de gestão, em diferentes regiões e com diferentes práticas, designadamente no montado. Por exemplo, neste último caso, há indicação de "*uma redução no fornecimento de praticamente todos os SE, quer no caso de abandono quer no caso de intensificação pecuária do sistema, quando comparados com o cenário de manutenção do montado com pastoreio extensivo*". Finalmente, debruçam-se sobre a valoração e valorização desses impactos e serviços, prevendo que este trabalho irá desenvolver-se no futuro "*visando a compreensão integrada do sistema solo-planta-animal*".

A abrir o Observatório, Manuel Gómez Ariza e Óscar Veroz González, da Asociación Española de Agricultura de Conservación – Suelos Vivos, defendem os efeitos benéficos da agricultura de conservação na

gestão do recurso solo, por oposição às técnicas de mobilização ainda hoje maioritariamente utilizadas. Esses efeitos manifestam-se em termos ambientais (solo, ar, água), económicos (redução de custos sem perda de produtividade) e sociais (maior sustentabilidade da atividade, redução do tempo de trabalho, maior formação do agricultor). Os autores apresentam depois diversos projetos em que estiveram e estão envolvidos, para os quais foram gerados indicadores para medir cada um destes efeitos.

Olga Moreira e José Santos Silva, do INIAV, começam por enquadrar os efeitos positivos e negativos da produção animal a diversos níveis, comerciais, nutricionais, sociais, económicos, ambientais, centrando-se neste último aspeto. Fazem depois uma descrição do processo de metabolização dos alimentos nos ruminantes, para então apresentarem as estratégias em curso para redução de emissões no setor. Referem o papel do INIAV nestas estratégias, explicando em particular a utilização, pioneira em Portugal, da unidade GreenFeed, que mede emissões em função da dieta animal. Depois de referirem ainda a importância de uma gestão eficiente de estrumes/efluentes associada a uma alimentação de precisão, concluem sublinhando a necessidade de mais inovação e esclarecimento dos consumidores.

No artigo de Carlos Carvalho, é feita uma resenha das metas e dos indicadores criados no âmbito do sistema europeu de informação estatística que permitirão monitorizar os objetivos traçados pelo Pacto Ecológico Europeu e estratégias relacionadas. Analisam-se assim alguns dos resultados obtidos para Portugal e União Europeia em matéria de agricultura biológica, fertilizantes inorgânicos, balanços de nutrientes, produtos fitofarmacêuticos e emissão de gases com efeito de estufa (GEE). O autor conclui sublinhando a importância de uma informação harmonizada a nível europeu para garantir a qualidade e comparabilidade dos dados obtidos.

No primeiro artigo do GPP, João Reis faz uma revisão da literatura existente no que toca às diferentes abordagens metodológicas para análise das interações entre o ser humano e o ambiente nos ecossistemas e nas paisagens seminaturais e cultivados, cobrindo conceitos e funções relacionados e suas vantagens e limitações. Apesar das divergências nas abordagens, a evolução do conhecimento sobre a complexidade dessas interações tem sido de particular relevância para os processos de decisão, designadamente, na avaliação dos impactos das políticas.

Cristiana Vaz, também do GPP, apresenta num breve artigo os aspetos mais relevantes da proposta da Comissão Europeia, incluída na Estratégia do Prado ao Prato, para a conversão da Rede de Informação de Contabilidades Agrícolas (RICA), um instrumento fundamental na avaliação de políticas, numa Rede de Informação de Sustentabilidade Agrícola (RISA). Esta conversão prevê a inclusão de novos indicadores e metodologias que permitam obter uma imagem mais precisa e real das explorações agrícolas da União Europeia, o que conduzirá, por sua vez, a políticas mais bem direcionadas e mais eficazes.

Finalmente, na secção Leituras, é feita uma análise detalhada da proposta de Regulamento dos Planos Estratégicos da PAC (PEPAC) e respetivos indicadores, uma avaliação das interligações entre o Pacto Ecológico Europeu (*Green Deal*) e a PAC na sua nova Arquitetura Verde, uma reflexão sobre o muito completo estudo financiado pela Comissão Europeia *O futuro da pecuária na UE: como contribuir para um setor agrícola sustentável?*, e uma breve apresentação da iniciativa francesa no âmbito das Nações Unidas, 4 por mil, que se centra no solo.

N.º 23 〉 agosto de 2021

GRANDES TENDÊNCIAS

CULTIVAR

v.t. ***TRABALHAR A TERRA PARA TORNÁ-LA FÉRTIL.***

Rendimento agrícola na agricultura europeia: novas perspetivas sobre medição e implicações para a avaliação das políticas*

ROBERT FINGER[1]
NADJA EL BENNI[2]

[1] *ETH Zürich (Instituto Federal de Tecnologia de Zurique), Suíça*
[2] *Agroscope, Ettenhausen, Suíça*

Resumo

Os agregados familiares agrícolas viáveis contribuem para a resiliência dos sistemas agroalimentares. Em termos de política, o rendimento agrícola é um indicador importante dessa viabilidade. Neste artigo, abordamos três aspetos fundamentais do rendimento agrícola: primeiro, a questão do rendimento, que se centra nos respetivos níveis (médios); segundo, a questão da variabilidade, que aborda os riscos relativos ao rendimento que os agricultores enfrentam; e terceiro, a questão da desigualdade, que foca a heterogeneidade e as (des)igualdades entre rendimentos agrícolas. Esta edição especial da European Review of Agricultural Economics (ERAE)[1] apresenta novas perspetivas sobre medição, modelização, desenvolvimento e políticas relacionadas com o rendimento dos agregados familiares agrícolas na Europa, sobretudo tendo em conta a crescente complexidade tanto das explorações e políticas agrícolas como da exposição ao risco.

Os agregados familiares agrícolas viáveis contribuem para a resiliência dos sistemas agroalimentares (e.g. Darnhofer, 2014[2]; Meuwissen *et al*., 2019[3]). Mais precisamente, explorações agrícolas e agregados familiares agrícolas económica e socialmente viáveis são uma condição essencial para o fornecimento de uma vasta gama de serviços que se pretendem da agricultura, desde a provisão de alimentos, bens e serviços ambientais até serviços culturais, como

---

* Artigo publicado originalmente em março de 2021 numa edição especial da ERAE – European Review of Agricultural Economics: Farm income in European agriculture: new perspectives on measurement and implications for policy evaluation, disponível em: https://doi.org/10.1093/erae/jbab011 (Nota da equipa editorial da CULTIVAR)

1 Disponível em: https://academic.oup.com/erae/issue/48/2 (Nota da equipa editorial da CULTIVAR)

2 Darnhofer, I. (2014). Resilience and why it matters for farm management. *European Review of Agricultural Economics* 41: 461–484. https://doi.org/10.1093/erae/jbu012

3 Meuwissen, M. P. M. *et al.* (2019). A framework to assess the resilience of farming systems. *Agricultural Systems* 176: 102656. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102656

paisagens agrícolas (Swinton *et al*., 2007[4]). Assim, o apoio público à agricultura europeia centra-se tanto no fornecimento de múltiplos serviços de ecossistema como na garantia de um nível de vida decente para os agricultores (e.g. Erjavec e Lovec, 2017[5]; Matthews, 2013[6]). Deste modo, níveis adequados e estáveis de rendimento agrícola são objetivos de política que refletem igualmente o bem-estar dos agregados familiares agrícolas (Mishra *et al*., 2002[7]).

… explorações agrícolas e agregados familiares agrícolas económica e socialmente viáveis são uma condição essencial para o fornecimento de uma vasta gama de serviços que se pretendem da agricultura

Na União Europeia (UE), a reforma MacSharry da Política Agrícola Comum (PAC), de 1992, foi um passo importante no apoio ao rendimento agrícola, na medida em que houve uma transferência do apoio ao produto (através dos preços) para o apoio ao produtor (através do apoio ao rendimento, nomeadamente, por meio de pagamentos diretos). As etapas subsequentes da reforma da PAC foram associando cada vez mais o apoio a objetivos ou funções específicas, por exemplo, no que toca a aspetos ambientais e sociais (e.g. OCDE, 2011[8]; Matthews, 2018[9]). No entanto, verificou-se que o atual quadro político não aborda adequadamente questões essenciais de sustentabilidade e não satisfaz as exigências da sociedade em matéria de desempenho ambiental (e.g. Pe'er *et al*., 2019[10]). Os objetivos ambientais, sociais e de rendimento estão intrinsecamente ligados e, por conseguinte, devem ser abordados em conjunto. Para monitorizar diferentes aspetos do rendimento agrícola e avaliar os efeitos das intervenções de política no setor, os economistas agrícolas desenvolveram um vasto e sofisticado conjunto de instrumentos e bases de dados (e.g. Esposti e Sotte, 2013[11]; Tribunal de Contas Europeu, 2016[12]), incluindo abordagens estatísticas e experimentais, vários modelos ao nível da exploração, com base em operadores ou em setores, e uma recolha dedicada e abrangente de dados microeconómicos como a Rede de Informação Contabilística Agrícola (RICA) que abrange mais de 80 000 explorações agrícolas em toda a UE (e.g. Britz e Witzke, 2012[13]; Reidsma *et al*., 2018[14]; Thoyer e Préget, 2019[15]).

---

4 Swinton, S. M., Lupi, F., Robertson, G. P. e Hamilton, S. K. (2007). Ecosystem services and agriculture: cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics* 64: 245–252. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.09.020

5 Erjavec, E. e Lovec, M. (2017). Research of European Union's Common Agricultural Policy: disciplinary boundaries and beyond. *European Review of Agricultural Economics* 44: 732–754. https://doi.org/10.1093/erae/jbx008

6 Matthews, A. (2013). Greening agricultural payments in the EU's Common Agricultural Policy. *Bio-based and Applied Economics* 2: 1–27. https://doi.org/10.13128/BAE-12179

7 Mishra, A. K., El-Osta, H. S., Morehart, M. J., Johnson, J. D. e Hopkins, J. W. (2002). Income, wealth, and the economic well-being of farm households. Agricultural Economic Report No. (AER-812). US Department of Agriculture. https://www.ers.usda.gov/publications/pub-details/?pubid=41464

8 OCDE. (2011). Evaluation of Agricultural Policy Reforms in the European Union. OECD Publishing, Paris. https://doi.org/10.1787/9789264112124-en

9 Matthews, A. (2018). *The EU's Common Agricultural Policy Post 2020: Directions of Change and Potential Trade and Market Effects*. Geneva: International Centre for Trade and Sustainable Development (ICTSD). http://web.uvic.ca/~kooten/Agriculture/EUPolicyMatthews(2018).pdf

10 Pe'er, G., Zinngrebe, Y., Moreira, F., Sirami, C., Schindler, S., Müller, R., Bontzorlos, V., Clough, D., Bezák, P., Bonn, A., Hansjürgens, B., Lomba, A., Möckel, S., Passoni, G., Schleyer, C., Schmidt, J. e Lakner, S. (2019). A greener path for the EU Common Agricultural Policy. *Science* 365: 449–451. https://doi.org/10.1126/science.aax3146

11 Esposti, R. e Sotte, F. (2013). Evaluating the effectiveness of agricultural and rural policies: an introduction. European Review of Agricultural Economics 40: 535–539. https://doi.org/10.1093/erae/jbt014

12 Tribunal de Contas Europeu. (2016). Apoio ao rendimento dos agricultores: o sistema da Comissão para medição do desempenho está bem concebido e assenta em dados fiáveis? Relatório Especial N.º 01 do Tribunal de Contas Europeu, Luxemburgo. (acesso à versão inglesa a 8 de Fevereiro de 2021) https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR16_01/SR_FARMERS_PT.pdf

13 Britz, W. e Witzke, P. (2012). CAPRI model documentation 2012. In: ILR Instituto de Economia da Alimentação e Recursos. Bona: Universidade de Bona

14 Reidsma, P., Janssen, S., Jansen, J. e van Ittersum, M. K. (2018). On the development and use of farm models for policy impact assessment in the European Union—a review. *Agricultural Systems* 159: 111–125. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.10.012

15 Thoyer, S. e Préget, R. (2019). Enriching the CAP evaluation toolbox with experimental approaches: introduction to the special issue. European Review of Agricultural Economics 46: 347–366. https://doi.org/10.1093/erae/jbz024

Seguindo a perspetiva habitual em economia, o rendimento agrícola pode ser analisado sob dois pontos de vista (e.g Hill, 2019[16]). Primeiro, como o valor acrescentado gerado pela utilização de fatores de produção, como trabalho, terra e capital. Este valor resume os excedentes e lucros que vão desde o nível da exploração agrícola até ao nível do setor e reflete a agricultura do lado da produção. Segundo, o rendimento do setor agrícola pode ser visto da perspetiva do agregado familiar agrícola, com o rendimento deste a determinar as suas possibilidades de consumo. O rendimento dos agregados familiares agrícolas inclui normalmente componentes de rendimento agrícola e não agrícola, mas apesar de o rendimento disponível do agregado ser um elemento essencial para avaliar o respetivo nível de vida, esse indicador de rendimento ainda não existe (Tribunal de Contas Europeu, 2016[17]).

… o rendimento agrícola pode ser analisado sob dois pontos de vista… Primeiro, como o valor acrescentado gerado pela utilização de fatores de produção, como trabalho, terra e capital. Segundo, pode ser visto da perspetiva do agregado familiar agrícola, com o rendimento deste a determinar as suas possibilidades de consumo.

Assumir a perspetiva do rendimento ao nível do agregado familiar agrícola implica que a heterogeneidade desses agregados tem de ser considerada no desenvolvimento de novas políticas. As oportunidades de rendimento e, portanto, os níveis de consumo diferem entre os agregados agrícolas devido à heterogeneidade de recursos em termos de fatores de produção e de capacidades e competências, mas também devido a diferenças no ambiente biofísico e nas instituições e políticas nacionais e regionais (Hill, 2019[18]) (Figura 1). De um modo geral, existem fortes interligações entre medidas de política, fatores externos e decisões tomadas a nível do agregado familiar agrícola que afetam o grau de realização dos objetivos da política agrícola e o bem-estar destes agregados. Não são só as mudanças no enquadramento político e institucional ou nas condições de mercado, meteorológicas e climáticas, mas também as mudanças nas oportunidades de emprego fora da exploração agrícola que podem levar a respostas muito específicas da exploração agrícola (e.g. Reidsma *et al*., 2010[19], 2018[20]).

… a equidade faz parte das preferências da sociedade para as políticas agrícolas. Verificou-se, por exemplo, que os cidadãos preferem subsidiar pequenas explorações familiares em vez de explorações muito grandes, e está a decorrer um debate sobre a grande concentração dos pagamentos diretos

A necessidade de nos centrarmos na perspetiva da exploração agrícola é também motivada pelas exigências da sociedade relativamente aos objetivos das medidas de política agrícola. Por exemplo, a opinião pública supõe frequentemente que o rendimento dos agricultores está estruturalmente abaixo dos salários de outros setores, o que justificaria os pagamentos à comunidade agrícola por parte da população em geral também numa perspetiva de desenvolvimento rural (e.g, Katchova,

---

16 Hill, B. (2019). *Farm Incomes, Wealth and Agricultural Policy*. Londres: Routledge

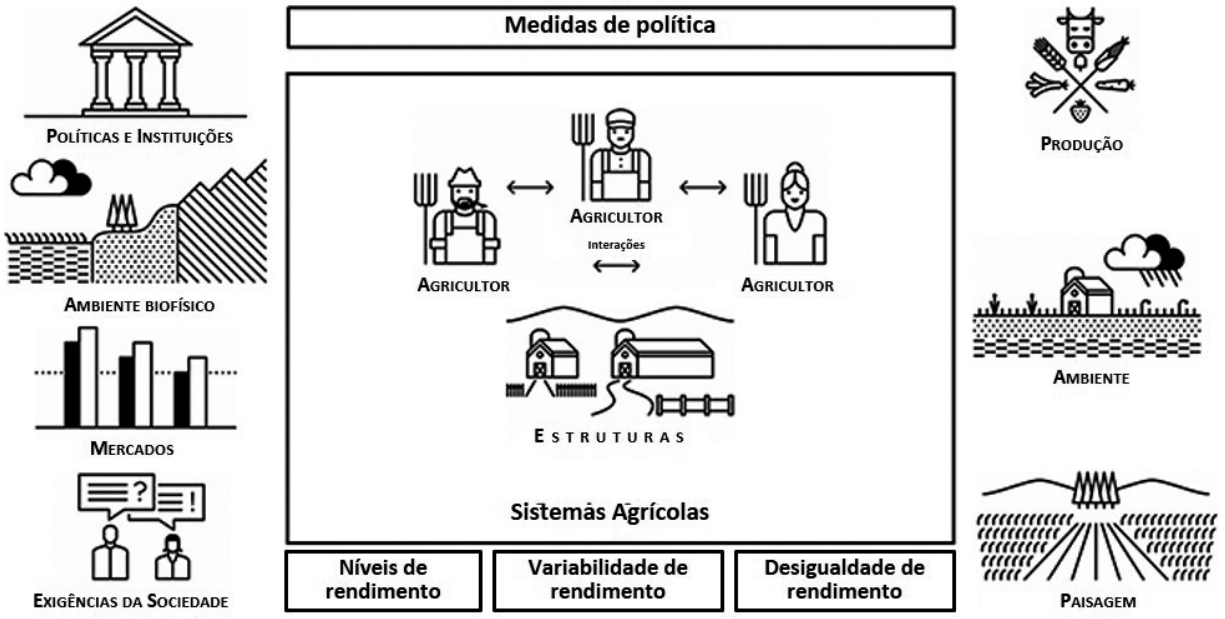
17 Ver Nota 11.

18 Ver Nota 15.

19 Reidsma, P., Ewert, F., Lansink, A. O. e Leemans, R. (2010). Adaptation to climate change and climate variability in European agriculture: the importance of farm level responses. *European Journal of Agronomy* 32: 91-102. https://doi.org/10.1016/j.eja.2009.06.003

20 Ver Nota 13.

Figura 1 – Sistemas agrícolas e aspetos do rendimento agrícola



2008[21]; Rocchi *et al*., 2021[22]). Assim, a equidade faz parte das preferências da sociedade para as políticas agrícolas. Verificou-se, por exemplo, que os cidadãos preferem subsidiar pequenas explorações familiares em vez de explorações muito grandes, e está a decorrer um debate sobre a grande concentração dos pagamentos diretos (Ellison, Lusk e Briggeman, 2010[23]; Espinosa *et al*., 2020[24]). Uma questão crucial é saber se a ajuda e a intervenção públicas se justificam em termos de eficácia no fornecimento de resultados que correspondam às exigências da sociedade. Neste contexto, vale também a pena referir a simbiose entre níveis de rendimento, estrutura agrícola e mudança estrutural que se pretende para as explorações. Por exemplo, o fosso estrutural na remuneração do trabalho entre o setor agrícola e o setor não agrícola contribui para um contínuo êxodo de mão-de-obra da agricultura (e.g, Neuenfeldt *et al*., 2019[25]). Embora essa mudança estrutural possa reduzir parcialmente o problema do rendimento agrícola para as restantes explorações, reduz também o número de pequenas explorações, contrariando assim alguns dos objetivos de equidade que a sociedade reclama. Deste modo, as políticas estruturais e o problema do rendimento agrícola estão estreitamente ligados e exigem uma avaliação dinâmica.

Há três aspetos diferentes na abordagem ao rendimento agrícola que são especialmente relevantes no contexto das políticas agrícolas…
a questão do rendimento
a questão da variabilidade
a questão da desigualdade

---

21 Katchova, A. (2008). A comparison of the economic well-being of farm and nonfarm households. *American Journal of Agricultural Economics* 90: 733–747. https://doi.org/10.1111/j.1467-8276.2007.01128.x

22 Rocchi, B., Marino, M. e Severini, S. (2021). Does an income gap between farm and nonfarm households still exist? The case of the European Union. *Applied Economic Perspectives and Policy*. https://doi.org/10.1002/aepp.13116

23 Ellison, B. D., Lusk, J. L. e Briggeman, B. C. (2010). Taxpayer beliefs about farm income and preferences for farm policy. *Applied Economic Perspectives and Policy* 32: 338–354. https://doi.org/10.1093/aepp/ppp014

24 Espinosa, M., Louhichi, K., Perni, A. e Ciaian, P. (2020). EU-wide impacts of the 2013 cap direct payments reform: a farm-level analysis. Applied Economic Perspectives and Policy 42: 695–715. https://doi.org/10.1093/aepp/ppz021

25 Neuenfeldt, S., Gocht, A., Heckelei, T. e Ciaian, P. (2019). Explaining farm structural change in the European agriculture: a novel analytical framework. *European Review of Agricultural Economics* 46: 713–768. https://doi.org/10.1093/erae/jby037

Há três aspetos diferentes na abordagem ao rendimento agrícola que são especialmente relevantes no contexto das políticas agrícolas (Figura 1).

Primeiro, *a questão do rendimento*: os níveis (médios) de rendimento são um indicador frequentemente utilizado para representar o bem-estar geral nas explorações agrícolas e no setor agrícola. São também muitas vezes usados para avaliar a evolução ao longo do tempo e para comparar o rendimento com o dos agregados familiares não agrícolas. Rendimentos suficientemente elevados e estáveis são uma condição essencial para as explorações agrícolas serem capazes de proporcionar benefícios privados e públicos. Efetivamente, um setor agrícola próspero incentiva o progresso tecnológico e aumenta a capacidade de adaptação dos sistemas de produção, fomentando a conservação (e.g. Sunding e Zilberman, 2001[26]; Hill, 2019[27]).

Segundo, *a questão da variabilidade*: a variabilidade do rendimento ao longo do tempo reflete os riscos que os agricultores enfrentam. A volatilidade dos níveis de rendimento reduz o bem-estar dos agricultores avessos ao risco, diminuindo igualmente os incentivos que estes têm para produzir, investir e inovar (e.g. Sunding e Zilberman, 2001[28]; Gardebroek, 2006[29]; Iyer *et al*., 2020[30]; Cerroni, 2020[31]). Por consequência, a avaliação da exposição ao risco e a gestão do risco são de interesse fundamental para os investigadores e decisores políticos (ver, por exemplo, Bardaji *et al*., 2016[32]; Meuwissen, Mey e van Asseldonk, 2018[33]; Comissão Europeia, 2017[34]).

Terceiro, *a questão da desigualdade*: a distribuição do rendimento pela população agrícola é relevante para avaliar a heterogeneidade e a (des)igualdade de rendimentos. A questão da desigualdade inclui duas componentes. Primeira, a desigualdade de rendimentos no seio da população agrícola. Segunda, as comparações com setores não-agrícolas. A forma como a desigualdade de rendimentos é afetada pelas alterações das condições de mercado, ambientais e políticas é relevante para uma avaliação holística do bem-estar do setor e das políticas agrícolas (e.g. Allanson, 2008[35]; Piet *et al*., 2012[36]; Deppermann, Grethe e Offermann, 2014[37]).

1. Novas perspetivas sobre o rendimento agrícola necessárias para uma avaliação adequada das políticas

Esta edição especial da ERAE tem por objetivo apresentar novas perspetivas sobre o rendimento na

---

[26] Sunding, D. e Zilberman, D. (2001). The agricultural innovation process: research and technology adoption in a changing agricultural sector. *Handbooks of Agricultural* Economics 1: 207–262. https://doi.org/10.1016/S1574-0072(01)10007-1

[27] Ver Nota 15.

[28] Ver Nota 25.

[29] Gardebroek, C. (2006). Comparing risk attitudes of organic and non-organic farmers with a Bayesian random coefficient model. European Review of Agricultural Economics 33: 485–510. https://doi.org/10.1093/erae/jbl029

[30] Iyer, P., Bozzola, M., Hirsch, S., Meraner, M. and Finger, R. (2020). Measuring farmer risk preferences in Europe: a systematic review. *Journal of Agricultural Economics* 71: 3–26. https://doi.org/10.1111/1477-9552.12325

[31] Cerroni, S. (2020). Eliciting farmers' subjective probabilities, risk, and uncertainty preferences using contextualized field experiments. *Agricultural Economics* 51: 707–724. https://doi.org/10.1111/agec.12587

[32] Bardaji, I., Garrido, A., Blanco, I., Felis, A., Sumpsi, J. M., García-Azcárate, T., Enjolras, G. e Capitanio, F. (2016). Research for agri committee; state of play of risk management tools implemented by member states during the period 2014–2020: National and European frameworks. https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2016/573415/IPOL_STU(2016)573415_EN.pdf (acesso a 8 de Fevereiro de 2021)

[33] Meuwissen, M. P., Mey, Y. D. e van Asseldonk, M. (2018). Prospects for agricultural insurance in Europe. *Agricultural Finance Review* 78: 174–182. https://doi.org/10.1108/AFR-04-2018-093

[34] Comissão Europeia. (2017). Risk management schemes in EU agriculture; dealing with risk and volatility. https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/food-farming-fisheries/trade/documents/agri-market-brief-12_en.pdf (acesso a 8 de fevereiro de 2021)

[35] Allanson, P. (2008). On the characterisation and measurement of the redistributive effect of agricultural policy. *Journal of Agricultural Economics* 59: 169–187.

[36] Piet, L., Latruffe, L., Le Mouël, C. e Desjeux, Y. (2012). How do agricultural policies influence farm size inequality? The example of France. *European Review of Agricultural Economics* 39: 5–28. https://doi.org/10.1093/erae/jbr035

[37] Deppermann, A., Grethe, H. e Offermann, F. (2014). Distributional effects of CAP liberalisation on western German farm incomes: an ex-ante analysis. *European Review of Agricultural Economics* 41: 605–626. https://doi.org/10.1093/erae/jbt034

agricultura europeia, sua medição e evolução e respetivas políticas. São necessárias novas perspetivas, porque as estruturas agrícolas bem como as condições de mercado, biofísicas e políticas mudaram de tal forma, que os resultados e os instrumentos utilizados no passado poderão hoje resultar numa conclusão política parcial. Destacamos aqui três aspetos. Primeiro, a crescente complexidade das explorações agrícolas. Segundo, a crescente exposição ao risco. Terceiro, a crescente complexidade das políticas agrícolas e das medidas de política.

1.1. Primeiro: as explorações estão a tornar-se entidades económicas mais complexas

As explorações agrícolas caracterizam-se cada vez mais por múltiplas fontes de rendimento e podem ser extremamente heterogéneas em termos de estrutura, tecnologias e objetivos. Por exemplo, fontes de rendimento além da produção e comercialização de produtos agrícolas, como atividades "não agrícolas" ligadas à exploração (e.g. agroturismo ou produção de energia), bem como trabalho fora da exploração, assumem uma importância grande e crescente para muitos agregados familiares agrícolas na Europa (e.g. Kimhi, 2009[38]; Hyytiä, 2013[39]; El Benni e Finger, 2013[40]; Meraner *et al*., 2015[41]). Além disso, a cooperação entre explorações agrícolas e ao longo da cadeia de valor cria novos tipos de modelos de negócio. Na verdade, as explorações agrícolas são cada vez mais operações empresariais com múltiplos negócios e podem até consistir em múltiplas entidades jurídicas. A expressão "explorações agrícolas complexas" é utilizada neste contexto para descrever situações de crescente complexidade da agricultura, o que significa que o pressuposto de que "*uma exploração agrícola tem uma localização e um agricultor que sustenta um agregado familiar*" é um conceito ultrapassado (National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2019[42]; Poppe e Vrolijk, 2019[43]). Neste sentido, as situações de propriedade múltipla (um proprietário detém várias explorações agrícolas) e de propriedade dispersa (vários proprietários detêm uma mesma exploração agrícola), bem como a dispersão geográfica das explorações (incluindo operações em vários países) e situações mais complexas de utilização de mão-de-obra (por exemplo, gestores agrícolas que não são proprietários, papel crescente do trabalho por empreitada) surgem também cada vez mais na Europa (e.g. Offermann, Forstner e Weiss, 2013[44]; Poppe e Vrolijk, 2019[45]). Por outro lado, as explorações muito pequenas são também muito relevantes em muitas zonas da Europa, incluindo uma grande diversidade de tipos de explorações agrícolas, como explorações de subsistência, explorações a tempo parcial ou explorações não

As explorações agrícolas caracterizam-se cada vez mais por múltiplas fontes de rendimento e podem ser extremamente heterogéneas em termos de estrutura, tecnologias e objetivos.

---

38 Kimhi, A. (2009). Demand for on-farm permanent hired labour on family holdings: a comment. *European Review of Agricultural Economics* 36: 447–452. https://doi.org/10.1093/erae/jbp024

39 Hyytiä, N. (2013). Farm diversification and regional investments: efficient instruments for the CAP rural development targets in rural regions of Finland? *European Review of Agricultural Economics* 41: 255–277. https://doi.org/10.1093/erae/jbt022

40 El Benni, B. e Finger, R. (2013). The effect of agricultural policy reforms on income inequality in Swiss agriculture—an analysis for valley, hill and mountain regions. *Journal of Policy Modeling* 35: 638–651. https://doi.org/10.1016/j.jpolmod.2012.03.005

41 Meraner, M., Heijman, W., Kuhlman, T. e Finger, R. (2015). Determinants of farm diversification in the Netherlands. Land Use Policy 42: 767–780. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.10.013

42 National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. (2019). *Improving Data Collection and Measurement of Complex Farms*. National Academies Press, Washington, DC.

43 Poppe, K. J. e Vrolijk, H. C. J. (2019). How to measure farm income in the era of complex farms. In: Artigo preparado para apresentação no 171º Seminário da EAAE "Measuring and Evaluating Farm Income and Well-Being of Farm Families in Europe – Towards a Shared and Broader Approach for Analysis and Policy Design?". Taenikon, Suíça, 5-6 de setembro de 2019. https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/500005 (acesso a 23 de abril de2020)

44 Offermann, F., Forstner, B. e Weiss, M. (2013). Increasing importance of 'new forms' of agricultural holdings in Germany and its impact on collection of information for labour use in FADN. In: PACIOLI 21. Suécia, 22-25 de setembro de 2013.

45 Ver Nota 42.

profissionais (*hobby farms*) (ver Guarín *et al*., 2020[46], para uma classificação recente). Tudo isto contribui para uma enorme e crescente complexidade das explorações agrícolas.

De um modo mais geral, as estruturas agrícolas também evoluíram para sistemas muito heterogéneos. Por exemplo, a utilização de tecnologias difere substancialmente entre explorações agrícolas, afetando a sua capacidade de responderem a estímulos climáticos, de mercado e de política (e.g. Sauer e Morrison, 2013[47]). A crescente heterogeneidade leva à coexistência de empresas com diferentes funções, prioridades e estratégias em termos de objetivos (por exemplo, produção centrada em nichos de mercado vs. produção de grandes quantidades) e com diferentes estruturas organizacionais.

Esta crescente complexidade das explorações e estruturas agrícolas exige novos dados, métodos e instrumentos para medir os rendimentos e avaliar as políticas.

Esta crescente complexidade das explorações e estruturas agrícolas exige novos dados, métodos e instrumentos para medir os rendimentos e avaliar as políticas. As medições padrão atualmente utilizadas para o rendimento da produção agrícola não são suficientes nem para inferir o bem-estar económico das explorações e dos agregados familiares agrícolas nem para o comparar com o da população não agrícola (e.g. de Mey *et al*., 2016[48]; Tribunal de Contas Europeu, 2016[49]). Mais especificamente, em bases de dados como a RICA falta informação sobre o rendimento disponível dos agregados familiares agrícolas proveniente de diferentes fontes de rendimento[50]. No entanto, essa informação é necessária para comparar níveis de rendimento, distribuição de rendimentos e risco de rendimento com a população não-agrícola, utilizando a mesma delimitação do sistema (Poppe e Vrolijk, 2019[51]). Além disso, a informação incompleta sobre o rendimento que é atualmente utilizada pode levar a conclusões políticas erróneas (e.g. Ahearn (2013)[52], Tribunal de Contas Europeu, 2016[53]). Dados adicionais permitiriam também uma melhor análise das repercussões da geração de rendimento agrícola na economia das zonas rurais em geral, por exemplo, através da concorrência no mercado de trabalho. O aumento da complexidade e da heterogeneidade dos sistemas e das tecnologias agrícolas deve igualmente ser considerado na conceção das políticas. Isto porque as respostas das explorações agrícolas a políticas específicas, como os pagamentos diretos ou as medidas agroambientais, são cada vez mais heterogéneas (e.g. Gocht e Britz, 2011[54]).

… as respostas das explorações agrícolas a políticas específicas, como os pagamentos diretos ou as medidas agroambientais, são cada vez mais heterogéneas.

---

46 Guarín, A., Rivera, M., Pinto-Correia, T., Guiomar, N., Šūmane, S. e Moreno-Pérez, O. M. (2020). A new typology of small farms in Europe. *Global Food Security* 26: 100389. https://doi.org/10.1016/j.gfs.2020.100389

47 Sauer, J. e Morrison, C. J. (2013). The empirical identification of heterogenous technologies and technical change. *Applied Economics* 45: 1461–1479. https://doi.org/10.1080/00036846.2011.617704

48 de Mey, Y., Wauters, E., Schmid, D., Lips, M., Vancauteren, M. e Van Passel, S. (2016). Farm household risk balancing: empirical evidence from Switzerland. *European Review of Agricultural Economics* 43: 637–662. https://doi.org/10.1093/erae/jbv030

49 Ver Nota 11.

50 Ver nesta edição da Cultivar artigo do Observatório: "Estratégia do Prado ao Prato – A conversão da Rede de Informação de Contabilidades Agrícolas em Rede de Informação de Sustentabilidade Agrícola". (Nota da equipa editorial)

51 Ver Nota 42.

52 Ahearn, M. (2013). Challenges in collecting data from complex farm operations: review of perspectives from an international conference. In: PACIOLI 20: Complex Farms and Sustainability in Farm Level Data Collection, Haia: LEI Wageningen UR, pp. 51-63.

53 Ver Nota 11.

54 Gocht, A. e Britz, W. (2011). EU-wide farm type supply models in CAPRI—how to consistently disaggregate sector models into farm type models. *Journal of Policy Modeling* 33: 146–167. https://doi.org/10.1016/j.jpolmod.2010.10.006

1.2. Segundo: crescente exposição ao risco das explorações agrícolas europeias

A crescente exposição ao risco por parte das explorações agrícolas europeias afeta o seu bem-estar económico, aumenta a procura de inovação em termos de instrumentos de gestão do risco e estimula a intervenção política neste domínio (Chavas, 2011[55]). Por exemplo, as alterações climáticas conduzem a uma maior frequência e gravidade de eventos climáticos extremos relevantes para a agricultura europeia, tais como ondas de calor, secas e chuvas fortes (e.g. Trnka *et al*., 2014[56]; Webber *et al*., 2018[57]). Além disso, os riscos de mercado e a volatilidade dos preços, bem como as incertezas devidas ao enquadramento das políticas agrícola e ambiental (risco de políticas) são cruciais para as explorações agrícolas europeias (e.g. Tangermann, 2011[58]; Meraner e Finger, 2019[59]). Em resposta, as últimas reformas da PAC sublinharam fortemente o interesse das políticas em apoiar a gestão do risco por parte dos agricultores e introduziram novas medidas de apoio (e.g. El Benni, Finger e Meuwissen, 2016[60]; Di Falco *et al*., 2014[61]; Bardaji *et al*., 2016[62]; Comissão Europeia, 2017[63]; Meuwissen *et al*., 2018[64]). Nos últimos anos, em países como os Estados Unidos e o Canadá, foram desenvolvidos e integrados diversos novos mecanismos de seguros (por exemplo, seguros de receitas e margens, seguros de colheitas com base na produtividade por hectare e em índices meteorológicos, seguros de rendimento) (Glauber, 2013[65]; Turvey, 2012[66]). Na Europa, porém, o aparecimento de novos mecanismos de seguros tem sido lento e há falta de soluções de seguros eficientes para responder a riscos climáticos sistémicos, mas cada vez mais relevantes, como secas e ondas de calor (Bardaji *et al*., 2016[67]; Meuwissen, Mey e van Asseldonk, 2018[68]; Vroege, Dalhaus e Finger, 2019[69]).

Para melhor compreender a resposta dos agricultores ao risco e a sua potencial adoção de instrumentos de gestão de risco, é necessário considerar a efetiva exposição ao risco a nível da exploração e do agregado familiar, bem como a perceção e preferências

---

55 Chavas, J. P. (2011). Agricultural policy in an uncertain world. *European Review of Agricultural Economics* 38: 383–407. https://doi.org/10.1093/erae/jbr023

56 Trnka, M., Rötter, R. P., Ruiz-Ramos, M., Kersebaum, K. C., Olesen, J. E., Žalud, Z. e Semenov, M. A. (2014). Adverse weather conditions for European wheat production will become more frequent with climate change. *Nature Climate Change* 4: 637. https://doi.org/10.1038/nclimate2242

57 Webber, H., Ewert, F., Olesen, J. E., Müller, C., Fronzek, S., Ruane, A. C., Bourgault, M., Marte, P., Ababaei, B., Bindi, M., Ferrise, R., Finger, R., Fodor, N., Gabaldón-Leal, C., Gaiser, T., Jabloun, M., Kersebaum, K. C., Lizaso, J. I., Lorite, I. J., Manceau, L., Moriondo, M., Nendel, C., Rodríguez, A., Ruiz-Ramos, M., Semenov, M. A., Siebert, S., Stella, T., Stratonovitch, P., Trombi, G. e Wallach, D. (2018). Diverging importance of drought stress for maize and winter wheat in Europe. *Nature Communications* 9: 4249. https://doi.org/10.1038/s41467-018-06525-2

58 Tangermann, S. (2011). Risk management in agriculture and the future of the EU's Common Agricultural Policy. International Centre for Trade and Sustainable Development. Issue Paper, 34.

59 Meraner, M. e Finger, R. (2019). Risk perceptions, preferences and management strategies: evidence from a case study using German livestock farmers. *Journal of Risk Research* 22: 110–135. https://doi.org/10.1080/13669877.2017.1351476

60 El Benni, N., Finger, R. e Meuwissen, M. P. (2016). Potential effects of the income stabilisation tool (IST) in Swiss agriculture. *European Review of Agricultural Economics* 43: 475–502. https://doi.org/10.1093/erae/jbv023

61 Di Falco, S., Adinolfi, F., Bozzola, M. e Capitanio, F. (2014). Crop insurance as a strategy for adapting to climate change. *Journal of Agricultural Economics* 65: 485–504. https://doi.org/10.1111/1477-9552.12053

62 Bardaji, I., Garrido, A., Blanco, I., Felis, A., Sumpsi, J. M., García-Azcárate, T., Enjolras, G. e Capitanio, F. (2016). Research for agri committee; state of play of risk management tools implemented by member states during the period 2014–2020: National and European frameworks. https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2016/573415/IPOL_STU(2016)573415_EN.pdf (acesso a 8 de fevereiro de 2021)

63 Comissão Europeia. (2017). Risk management schemes in EU agriculture; dealing with risk and volatility. https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/food-farming-fisheries/trade/documents/agri-market-brief-12_en.pdf (acesso a 8 de fevereiro de 2021)

64 Ver Nota 32.

65 Glauber, J. W. (2013). The growth of the federal crop insurance program, 1990–2011. *American Journal of Agricultural Economics* 95: 482–488. https://doi.org/10.1093/ajae/aas091

66 Turvey, C. G. (2012). Whole farm income insurance. *Journal of Risk and Insurance* 79: 515–540. https://doi.org/10.1111/j.1539-6975.2011.01426.x

67 Ver Nota 31.

68 Ver Nota 32.

69 Vroege, W., Dalhaus, T. e Finger, R. (2019). Index insurances for grasslands—a review for Europe and North-America. *Agricultural Systems* 168: 101–111. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.10.009

dos agricultores no que toca ao risco. Na verdade, frequentemente os agricultores precisam mesmo de subsídios elevados para contratualizar seguros (e.g. Babcock, 2015[70]; Menapace, Colson e Raffaelli, 2015[71]), o que pode ser parcialmente explicado pela grande diversidade de fontes de rendimento em muitos sistemas agrícolas europeus, que contribui por sua vez para uma menor procura de soluções de seguros (Enjolras e Sentis, 2011[72]). Demais a mais, os choques sofridos numa fonte de rendimento são frequentemente "contrabalançados" com ajustamentos noutras componentes não agrícolas do rendimento e do consumo das famílias (e.g. de Mey *et al*., 2016[73]). Além disso, devem ser consideradas as interdependências entre uma crescente intervenção das políticas na gestão do risco e outras dimensões relevantes dessas políticas. Por exemplo, subsidiar soluções de seguros poderá afetar o desempenho ambiental das explorações agrícolas, nomeadamente pelo aumento da utilização de fertilizantes e pesticidas (e.g Möhring *et al*., 2020a[74], 2020b[75]; Weber, Key e O'Donoghue, 2016[76]). Na avaliação das políticas, é preciso ter também em conta as potenciais implicações distributivas da alteração da exposição ao risco em combinação com medidas de política. Por exemplo, o apoio a soluções de gestão de risco também afeta os níveis de rendimento e a desigualdade de rendimentos (e.g. Finger e El Benni, 2014[77]).

Na avaliação das políticas, é preciso ter também em conta as potenciais implicações distributivas da alteração da exposição ao risco em combinação com medidas de política.

1.3. Terceiro: crescente complexidade das políticas agrícolas e respetivas medidas

As políticas agrícolas e as suas medidas têm vindo a tornar-se cada vez mais complexas. Em comparação com as medidas de mercado e de apoio aos preços anteriormente utilizadas, as políticas estão cada vez mais orientadas para objetivos políticos específicos e adaptadas a explorações agrícolas específicas. Por exemplo, com a reforma de 2013, os pagamentos diretos da Política Agrícola Comum da UE foram parcialmente ligados a objetivos ou funções ambientais específicos e incluem também *pagamentos redistributivos* que concedem aos agricultores apoio adicional para os primeiros hectares de terra arável, visando uma maior equidade na distribuição das ajudas. Na Suíça, já em 1999 a condicionalidade tornou-se obrigatória para receber pagamentos diretos e, desde 2014, todos os programas de pagamentos

… as políticas estão cada vez mais orientadas para objetivos políticos específicos e adaptadas a explorações agrícolas específicas
… visam cada vez mais incentivar certos tipos de comportamento das explorações e dos agregados familiares agrícolas…

---

[70] Babcock, B. A. (2015). Using cumulative prospect theory to explain anomalous crop insurance coverage choice. *American Journal of Agricultural Economics* 97: 1371–1384. https://doi.org/10.1093/ajae/aav032

[71] Menapace, L., Colson, G. e Raffaelli, R. (2015). A comparison of hypothetical risk attitude elicitation instruments for explaining farmer crop insurance purchases. *European Review of Agricultural Economics* 43: 113–135. https://doi.org/10.1093/erae/jbv013

[72] Enjolras, G. e Sentis, P. (2011). Crop insurance policies and purchases in France. *Agricultural Economics* 42: 475–486. https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2011.00535.x

[73] Ver Nota 47.

[74] Möhring, N., Dalhaus, T., Enjolras, G. e Finger, R. (2020a). Crop insurance and pesticide use in European agriculture. *Agricultural Systems* 184: 102902. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102902

[75] Möhring, N., Ingold, K., Kudsk, P., Martin-Laurent, F., Niggli, U., Siegrist, M., Studer, B., Walter, A. e Finger, R. (2020b). Pathways for advancing pesticide policies. Nature Food 1: 535–540. https://doi.org/10.1038/s43016-020-00141-4

[76] Weber, J. G., Key, N. e O'Donoghue, E. (2016). Does federal crop insurance make environmental externalities from agriculture worse? *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* 3: 707–742. https://doi.org/10.1086/687549

[77] Finger, R. e El Benni, N. (2014). A note on the effects of the income stabilisation tool on income inequality in agriculture. *Journal of Agricultural Economics* 65: 739–745. https://doi.org/10.1111/1477-9552.12069

diretos estão explicitamente orientados para objetivos de política específicos (Mann e Lanz, 2013[78]). Em termos mais gerais, as medidas de política agrícola visam cada vez mais incentivar certos tipos de comportamento das explorações e dos agregados familiares agrícolas, como acontece com os pagamentos agroambientais destinados a apoiar a prestação de serviços de ecossistema (Plieninger *et al*., 2012[79]).

Embora a relevância do apoio público ao rendimento agrícola através de pagamentos diretos, ajudas ao mercado e proteção de fronteiras esteja a diminuir, na Europa continua a ser considerável. Por exemplo, a Estimativa de Apoio ao Produtor (EPA) para a UE em geral é, em média, de cerca de 20%. Apesar de existir alguma variação dentro da UE (por exemplo, de 7% nos Países Baixos a 32% na Letónia), outros países europeus fora da UE como a Suíça (52%) e a Noruega (62%) têm valores de EPA substancialmente mais elevados (Mitchell e Baker, 2019[80]).

Na avaliação dos efeitos das políticas, é fundamental compreender as interligações das diferentes medidas de política com as decisões a nível da exploração agrícola (por exemplo, decisões de afetação de fatores de produção) e as decisões a nível do agregado familiar (por exemplo, afetação de mão-de-obra fora da exploração agrícola). Por exemplo, o efeito dos pagamentos diretos nos níveis de rendimento foi considerado muito específico do contexto em causa, nomeadamente, se são avaliados pagamentos ligados ou desligados (e.g. Biagini, Antonioli e Severini, 2020[81]). Também o efeito do apoio agrícola na desigualdade de rendimentos pode ser ambíguo. Por exemplo, embora alguns pagamentos diretos possam favorecer a geração de rendimento em grande escala em relação a explorações mais pequenas (por exemplo, se o custo da prestação de alguns serviços ou da adoção de certas práticas for menor em explorações maiores devido a efeitos de escala), as explorações mais pequenas podem também beneficiar de políticas específicas.

Para avaliar o efeito do complexo sistema da política agrícola sobre os rendimentos agrícolas, são necessárias mudanças de perspetiva. Por exemplo, o rendimento agrícola deve ser cada vez mais encarado do ponto de vista do consumo, o que implica que devem ser recolhidos dados sobre o rendimento disponível dos agregados familiares agrícolas, a fim de avaliar o seu bem-estar económico e social (Tribunal de Contas Europeu, 2016[82]). Nesse sentido, assumir a perspetiva da riqueza em vez da do rendimento poderá lançar uma luz diferente sobre as questões do consumo, da desigualdade e da estabilidade (Gallusser e Krapf, 2019[83]). A crescente complexidade das políticas e do comportamento das explorações e dos agregados familiares agrícolas também precisa de ser considerada nas abordagens de modelização a

… rendimento agrícola deve ser cada vez mais encarado do ponto de vista do consumo, o que implica que devem ser recolhidos dados sobre o rendimento disponível dos agregados familiares agrícolas, a fim de avaliar o seu bem-estar económico e social…

78 Mann, S. e Lanz, S. (2013). Happy Tinbergen: Switzerland's new direct payment system. *EuroChoices* 12: 24–28. https://doi.org/10.1111/1746-692X.12036

79 Plieninger, T., Schleyer, C., Schaich, H., Ohnesorge, B., Gerdes, H., Hernández-Morcillo, M. e Bieling, C. (2012). Mainstreaming ecosystem services through reformed European agricultural policies. *Conservation Letters* 5: 281–288. https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00240.x

80 Mitchell, I. e Baker, A. (2019). New estimates of EU agricultural support: an "Un-Common" agricultural policy. https://www.cgdev.org/publication/new-estimates-eu-agricultural-support-un-common-agricultural-policy (acesso a 24 de dezembro de 2019)

81 Biagini, L., Antonioli, F. e Severini, S. (2020). The role of the common agricultural policy in enhancing farm income: a dynamic panel analysis accounting for farm size in Italy. *Journal of Agricultural Economics* 71: 652–675. https://doi.org/10.1111/1477-9552.12383

82 Ver Nota 11.

83 Gallusser, D. e Krapf, M. (2019). Joint income-wealth inequality: an application using administrative tax data. Working Paper 7876. CESifo. https://ideas.repec.org/p/ces/ceswps/_7876.html

nível da exploração, regional e setorial (e.g., Reidsma *et al*., 2018[84]; Huber *et al*., 2018[85]). As abordagens qualitativas e experimentais acrescentam perspetivas importantes não só para a avaliação de políticas, mas também para o melhoramento e enriquecimento de ferramentas estatísticas e de modelização (ver, por exemplo, Thoyer e Préget, 2019[86]; Colen *et al*., 2016[87]). Finalmente, a avaliação de políticas relacionadas com o rendimento deve ser alargada, tendo também em conta indicadores de sustentabilidade adicionais, incluindo em particular as dimensões ambiental e social. Para isso, por exemplo, a RICA, as avaliações por modelos e outras fontes devem ser expandidas (e.g. Uthes, Kelly e König, 2020[88]). Além disso, embora todas as medidas de política, tomadas no seu conjunto, devam permitir aos agregados familiares agrícolas um nível de vida decente, a formulação de objetivos claros de rendimento e de quadros de avaliação adequados permitiria estimar o efeito específico em termos de transferência de rendimentos de todas estas medidas e deveria, por isso, ser desenvolvida.

2. Os artigos desta edição especial da European Review of Agricultural Economics (ERAE)

Partindo destas premissas, os artigos desta edição especial da ERAE apresentam contributos inovadores para a medição, o desenvolvimento e as políticas relativos ao rendimento agrícola na agricultura europeia. Os artigos propostos são uma mais-valia para a literatura existente, i) propondo novas abordagens metodológicas e conceptuais, ii) apresentando novas comparações entre países e iii) fornecendo novas ideias sobre os comportamentos e as respostas ao nível da exploração agrícola, bem como as implicações a nível setorial. Todos eles avançam perspetivas conceptuais, metodológicas e de política com relevância para a agricultura europeia.

Mais especificamente, os artigos desta edição propõem métodos importantes para analisar a heterogeneidade do desempenho agrícola entre explorações agrícolas e ao longo do tempo (Renner, Sauer e El Benni, 2021[89]) e a respetiva heterogeneidade da resposta às políticas a nível da exploração (Los, Gardebroek e Huirne, 2021[90]). Estes contributos fornecem novas ideias em termos metodológicos sobre a forma como a heterogeneidade das explorações agrícolas e das tecnologias agrícolas pode ser tida em conta na análise de políticas, recorrendo a estudos de caso da Suíça e dos Países Baixos. Além disso, este número apresenta novas informações sobre os impactos redistributivos das reformas da PAC em toda a UE (Hanson, 2021[91]), bem como sobre os impactos redistributivos das ajudas da PAC em França

---

84 Reidsma, P., Janssen, S., Jansen, J. e van Ittersum, M. K. (2018). On the development and use of farm models for policy impact assessment in the European Union—a review. *Agricultural Systems* 159: 111–125. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.10.012

85 Huber, R., Bakker, M., Balmann, A., Berger, T., Bithell, M., Brown, C., Grêt-Regamey, A., Xiong, H., Le, Q. B., Mack, G., Meyfroidt, P., Millington, J., Müller, B., Polhill, J. G., Sun, Z., Seidl, R., Troost, C. e Finger, R. (2018). Representation of decision-making in European agricultural agent-based models. *Agricultural Systems* 167: 143–160. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.09.007

86 Thoyer, S. e Préget, R. (2019). Enriching the CAP evaluation toolbox with experimental approaches: introduction to the special issue. *European Review of Agricultural Economics* 46: 347–366. https://doi.org/10.1093/erae/jbz024

87 Colen, L., Gomez Y Paloma, S., Latacz-Lohmann, U., Lefebvre, M., Préget, R. e Thoyer, S. (2016). Economic experiments as a tool for agricultural policy evaluation: insights from the European CAP. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue Canadienne d'agroeconomie* 64: 667–694. https://doi.org/10.1111/cjag.12107

88 Uthes, S., Kelly, E. e König, H. J. (2020). Farm-level indicators for crop and landscape diversity derived from agricultural beneficiaries data. *Ecological Indicators* 108: 105725. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105725

89 Renner, S., Sauer, J. e El Benni, N. (2021). Why considering technological heterogeneity is important for evaluating farm performance. *European Review of Agricultural Economics*. Volume 48, 2, março de 2021, pp. 415-445. Edição especial. https://doi.org/10.1093/erae/jbab003

90 Los, E. J., Gardebroek, C. e Huirne, R. B. M. (2021). Climate policies and the importance of firm specific responses: an application in Dutch horticulture. *European Review of Agricultural Economics*. Volume 48, 2, março de 2021, pp. 362-384. Edição especial. https://doi.org/10.1093/erae/jbab004

91 Hanson, A. (2021). Assessing the redistributive impact of the 2013 CAP reforms: an EU-wide panel study. *European Review of Agricultural Economics*. Volume 48, 2, março de 2021, pp. 338-361. Edição especial. https://doi.org/10.1093/erae/jbab006

(Piet e Desjeux, 2021[92]). Estes artigos propõem novos métodos para avaliar os impactos redistributivos dos pagamentos diretos e fornecem novas avaliações em grande escala sobre a forma como as reformas políticas afetaram a desigualdade de rendimentos no setor agrícola. Além disso, esta edição especial apresenta uma nova perspetiva sobre a interdependência entre estruturas agrícolas e mercados de trabalho rurais (Wuepper, Wimmer e Sauer, 2021[93]). Este último artigo, mais especificamente, recorre a um estudo de caso alemão para investigar se as explorações agrícolas familiares reduzem o desemprego rural. Finalmente, esta edição mostra como novas soluções em matéria de seguros, baseadas em imagens de satélite, poderão ajudar os agricultores a lidar com uma crescente exposição ao risco de seca (Vroege *et al*., 2021[94]).

Agradecimentos

Agradecemos à Associação Europeia de Economistas Agrícolas (EAAE, na sigla inglesa) o apoio à realização do 171º Seminário da EAAE sobre "Medição e avaliação do rendimento agrícola e do bem-estar dos agregados familiares agrícolas na Europa – Para uma abordagem partilhada e mais ampla à análise e conceção de políticas"[95], 5-6 de Setembro de 2019, Taenikon, Suíça, que esteve na base desta edição especial. Estamos muito gratos pelo apoio da European Review of Agricultural Economics (ERAE), especialmente de Carl-Johan Lagerkvist e de toda a equipa editorial. Agradecemos aos autores desta edição especial, bem como a todos os participantes no 171º Seminário da EAAE por inspirarem o debate sobre o tema dos rendimentos agrícolas. Finalmente, gostaríamos de agradecer a Alan Matthews e Carl-Johan Lagerkvist pelas suas reações a versões anteriores deste artigo.

© dos autores 2021. Publicado pela Oxford University Press em nome da Foundation for the European Review of Agricultural Economics.

Este é um artigo de Acesso Livre distribuído nos termos da Licença de Atribuição Creative Commons (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), que permite a reutilização, distribuição e reprodução sem restrições em qualquer meio, desde que a obra original seja devidamente citada.

---

92 Piet, L. e Desjeux, Y. (2021). New perspectives on the distribution of farm incomes and the redistributive impact of CAP payments. *European Review of Agricultural Economics*. Volume 48, 2, março de 2021, pp. 385-414. Edição especial. https://doi.org/10.1093/erae/jbab005

93 Wuepper, D., Wimmer, S. e Sauer, J. (2021). Does family farming reduce rural unemployment? *European Review of Agricultural Economics*. Volume 48, 2, março de 2021, pp. 315-337. Edição especial. https://doi.org/10.1093/erae/jbab002

94 Vroege, W., Bucheli, J., Dalhaus, T., Hirschi, M. e Finger, R. (2021). Insuring crops from space: the potential of satellite retrieved soil moisture to reduce farmers' drought risk exposure. *European Review of Agricultural Economics*. Volume 48, 2, março de 2021, pp. 266-314. Edição especial. https://doi.org/10.1093/erae/jbab010

95 Measuring and evaluating farm income and well-being of farm families in Europe – Towards a shared and broader approach for analysis and policy design – https://eaae.org/ (Nota da equipa editorial da CULTIVAR)

Regras da OMC: uma restrição excessiva à definição da política agroambiental e climática da UE?

ALAN MATTHEWS

Trinity College Dublin, Irlanda

1. Introdução

As medidas agroambientais e climáticas (MAAC) foram introduzidas na PAC com caráter voluntário em 1985. Depois, à medida que se foi tornando mais claro o papel da agricultura não só como contribuinte, mas também como solução para os problemas ambientais, as MAAC passaram a ser um elemento obrigatório que os Estados-Membros têm de incluir nos seus programas de desenvolvimento rural desde a reforma da PAC de 1992, embora continue a ser voluntário para os agricultores aderirem ou não a essas medidas (Matthews 2013).

Desde o início, os pagamentos ao abrigo das MAAC foram limitados aos custos incorridos ou à perda de rendimento por parte do agricultor decorrentes do cumprimento de práticas específicas (neste artigo, referir-me-ei a este aspeto como o princípio da compensação), embora também se tenha tido em conta a necessidade de dar um incentivo de até 20% do valor do prémio. Em 2005, este incentivo foi substituído por uma disposição que permite o pagamento de custos decorrentes da mudança até um valor de 20% do prémio pago pelo compromisso com as MAAC (que foi posteriormente aumentado para 30%, quando os compromissos são assumidos por grupos de agricultores ou gestores agrícolas). O Regulamento (CE) N.º 1974/2006 especificou que a necessidade de prever os custos decorrentes da mudança deve ser determinada com base em critérios objetivos.

Desde o início, os pagamentos ao abrigo das MAAC foram limitados aos custos incorridos ou à perda de rendimento por parte do agricultor decorrentes do cumprimento de práticas específicas…

Os decisores políticos e as Organizações Não Governamentais (ONG) ambientais criticaram o princípio da compensação por limitar excessivamente a atratividade das MAAC e o incentivo aos agricultores para aderirem a elas.[1] Estas críticas têm por base razões tanto filosóficas como

[1] As conclusões do Conselho Agricultura e Pescas – AGRIFISH sobre o Livro Branco da Comissão "O futuro da alimentação e da agricultura", em março de 2018, salientavam que "além de compensar a perda de rendimento e os custos incorridos, devem ser concedidos incentivos efetivos aos agricultores que se comprometem com práticas ambientais e climáticas mais ambiciosas, que ultrapassam as condições obrigatórias".

práticas. Alega-se que os pagamentos devem refletir o valor obtido pela sociedade dos benefícios ambientais e não o custo para os agricultores de os fornecer. Afirmar que os pagamentos se destinam apenas a compensar a perda de rendimento não valoriza da mesma maneira o fornecimento de bens públicos e serviços de ecossistema que vão além do aprovisionamento de alimentos e biomassa. Os grupos ambientalistas apelaram, pois, a que os pagamentos se baseassem em valores de bem-estar e não em custos incorridos.

Afirmar que os pagamentos se destinam apenas a compensar a perda de rendimento não valoriza da mesma maneira o fornecimento de bens públicos e serviços de ecossistema que vão além do aprovisionamento de alimentos e biomassa.

Há também argumentos práticos. Algumas práticas (por exemplo, a agricultura de conservação) que são potencialmente benéficas para o ambiente e o clima poderão não ser financiadas, porque é difícil demonstrar que induzem custos adicionais para os agricultores. O princípio da compensação pode não funcionar quando os sistemas agrícolas existentes são importantes para a prestação de determinados serviços de ecossistema (por exemplo, biodiversidade em zonas agrícolas marginais) e em zonas onde esses sistemas agrícolas estão a desaparecer devido à falta de rentabilidade. Houve quem argumentasse também que é mais difícil implementar MAAC baseadas em resultados, que são vistas como potencialmente mais eficazes na obtenção de efeitos ambientais em situações específicas, quando os pagamentos têm de ser limitados aos custos incorridos e à perda de rendimento.

Os eco-regimes podem financiar práticas favoráveis ao ambiente e ao clima semelhantes às das MAAC… mas foi proposto um mecanismo de financiamento mais flexível.

A Comissão respondeu a estas críticas, remetendo para as regras estabelecidas no Acordo sobre a Agricultura (AsA) da Organização Mundial do Comércio (OMC), as quais determinam se as MAAC podem ser classificadas como medidas da "Caixa Verde" do apoio interno e, por consequência, isentas da disciplina sobre o montante de apoio que pode ser concedido. A intenção dessas regras é restringir a distorção do comércio provocada pelo apoio interno dado aos agricultores, que prejudica os agricultores de outros países. Será que essas regras impedem o incentivo à mudança de práticas agrícolas necessária para atingir os objetivos do Pacto Ecológico Europeu e a transição para práticas mais sustentáveis? Ou serão essas regras um importante bastião e uma salvaguarda não só contra o risco de distorção do comércio (que é a preocupação da OMC), mas também contra um potencial branqueamento verde (*green-washing*, apoiando a continuação de práticas que fomentam o *status quo* pela inclusão de requisitos ambientais mínimos), que deve ser uma preocupação das ONG ambientais?

Esta questão foi novamente levantada no contexto dos eco-regimes que a Comissão propôs como um novo elemento da arquitetura verde na sua proposta legislativa para a PAC pós-2020. Os eco-regimes podem financiar práticas favoráveis ao ambiente e ao clima semelhantes às das MAAC, que vão além dos requisitos obrigatórios estabelecidos na condicionalidade reforçada para os pagamentos da PAC, mas foi proposto um mecanismo de financiamento mais flexível: ou os pagamentos são calculados com base no princípio da compensação ou são feitos como um pagamento adicional à ajuda ao rendimento base. Essa flexibilidade adicional foi particularmente bem recebida pelos grupos ambientalistas.

A Comissão deixou claro que essas práticas dos eco-regimes têm também de ser concebidas de acordo com os critérios da Caixa Verde do AsA. Concluiu que sempre que uma prática vise um tipo de terreno (terra arável, pastagens ou culturas permanentes) ou pagamentos diferenciados de acordo com o tipo de cultura/terreno, apenas podem ser utilizados pagamentos por compensação. Exemplos destas práticas que só poderão ser pagas como compensação são o pastoreio extensivo em pastagens permanentes,

uma diversificação ou rotação de culturas mais ambiciosa exigindo uma percentagem específica de proteaginosas, ausência de solo nu no inverno em terras aráveis e situações em que os pagamentos são diferenciados de acordo com o uso do solo (Comissão Europeia 2020). Como muitas potenciais práticas dos eco-regimes seriam concebidas desta forma, esta disposição é vista como uma grande limitação da nova flexibilidade.

É esta a questão abordada neste artigo. A secção 2 analisa a forma como os pagamentos por compensação têm funcionado na prática no âmbito dos programas de desenvolvimento rural da UE e até que ponto têm restringido o desenho das MAAC. A secção 3 trata da questão filosófica dos pagamentos por valor em vez de compensação pelos custos incorridos e defende que as regras da OMC, quando devidamente interpretadas, também fazem sentido em termos ambientais. A secção 4 estabelece as conclusões.

2. Como funciona na prática o princípio da compensação?

A Caixa Verde da OMC é definida no Anexo 2 do AsA e enumera as medidas de apoio interno na agricultura que são consideradas como não tendo qualquer impacto ou tendo um impacto mínimo de distorção do comércio e que cumprem condições específicas de política. Estas condições, no que concerne aos pagamentos ambientais, estão definidas no Anexo 2, parágrafo 12:

"*a) O direito a beneficiar desses pagamentos será determinado no quadro de um programa estatal claramente definido de proteção ou de conservação do ambiente e dependerá da observação de condições específicas previstas por esse programa, incluindo as ligadas aos métodos ou fatores de produção;*

b) O montante dos pagamentos será limitado aos custos suplementares ou às perdas de rendimento decorrentes do cumprimento do programa estatal."

Este parágrafo prevê que, ao contrário das regras dos pagamentos diretos, para se poder beneficiar da Caixa Verde, os pagamentos ambientais podem estar associados a tipos específicos de produção ou uso do solo, mas em contrapartida exige que o pagamento seja limitado aos custos suplementares ou às perdas de rendimento decorrentes do cumprimento do programa ambiental. A interpretação deste princípio na legislação e na prática da UE ajuda a esclarecer qual o montante de pagamento permitido para ser coerente com os critérios da Caixa Verde.

Segundo as regras da UE, as autoridades calculam um custo médio de fornecimento do serviço de ecossistema, tal como foi estabelecido nas orientações técnicas da DG AGRI (DG AGRI 2014). "*Os pagamentos no âmbito das MAAC baseiam-se em pressupostos normalizados de custos e rendimentos que refletem uma situação média de custos / rendimentos. (…) Na maioria dos casos, os pagamentos das MAAC baseiam-se em cálculos de custos padrão (que, por sua vez, se baseiam frequentemente em margens brutas padrão) e em pressupostos de perda de rendimento resultantes dos compromissos assumidos. Como referido acima, estes custos e pressupostos devem basear-se em dados fiáveis e representativos*." E prossegue, notando que: "*Os prémios para um determinado tipo de operação devem ser diferenciados sempre que tal se torne necessário em resultado de diferenças significativas nas condições regionais / sub-regionais e nas práticas de produção. Se um PDR não propuser essa diferenciação, deve demonstrar que ela* não é necessária*, porque as condições são suficientemente semelhantes. Este ponto é necessário para evitar uma sub/sobrecompensação excessiva*." Assim, em princípio, espera-se que as autoridades de gestão atuem como um monopsonista criterioso, estabelecendo diferentes níveis de pagamentos, tendo em conta o quão "fácil" é para um agricultor fornecer os serviços de ecossistema em questão. Se gerido eficazmente, este sistema de pagamentos criteriosos apropriar-se-ia efetivamente de todo o benefício intramarginal que se esperaria que um rendimento adicional proporcionasse à maioria dos agricultores.

Na prática, os Estados-Membros não funcionam assim. Os níveis de pagamento são normalmente

fixados com base num cálculo de custos típicos. Embora os cálculos de um Estado-Membro tenham de ser transparentes e certificados por um auditor independente, existe na prática alguma margem de manobra nos números que são utilizados. A Comissão reconhece que, em consequência disso: "*Claramente, alguns agricultores incorrem em custos adicionais e perdas de rendimento inferiores aos identificados nos* cálculos *e outros agricultores incorrem em custos e perdas mais elevados. Isto deve-se a diferenças na eficiência das explorações agrícolas individuais. O primeiro grupo de agricultores terá um benefício maior na aplicação do tipo de operação MAAC do que o segundo, uma vez que os custos e as perdas de rendimento deste segundo grupo serão cobertos em menor medida pelo prémio*." (DG AGRI 2014).

As orientações da Comissão permitem uma interpretação mais branda do princípio da compensação, em que são previstos pagamentos MAAC para a manutenção de práticas benéficas existentes, quando de outra forma estas poderiam ser abandonadas. Nestes casos, o pagamento das MAAC pode ser utilizado para manter a prática benéfica, cobrindo o custo de oportunidade decorrente desta abordagem (DG AGRI 2014). Por exemplo, assumir que, aos preços de mercado atuais e dada a disponibilidade de outros apoios, uma exploração agrícola de montanha não é viável e poderá abandonar a atividade, levando ao abandono da terra: para proteger e manter serviços de ecossistema que de outra forma se poderiam perder, é permitido, utilizando o conceito de custo de oportunidade, fazer pagamentos que contribuam efetivamente para um fluxo de rendimento significativo, mantendo assim a viabilidade da exploração.

As orientações da Comissão permitem uma interpretação mais branda do princípio da compensação, em que são previstos pagamentos MAAC para a manutenção de práticas benéficas existentes, quando de outra forma estas poderiam ser abandonadas.

Os pagamentos por compensação são também suficientemente flexíveis para permitirem pagamentos baseados em resultados. Para o período de programação 2014-2020 das medidas agroambientais e climáticas (MAAC), a Comissão Europeia observou explicitamente que as medidas baseadas em resultados não são definidas em termos de métodos ou fatores de produção, como exigido pelo critério a) do parágrafo 12, e, por conseguinte, são necessárias informações adicionais para efeitos de cálculo dos prémios (DG AGRI 2014). Recomendou ainda que os prémios para compromissos baseados em resultados se baseiem nos custos adicionais incorridos e nas perdas de rendimento resultantes das práticas agrícolas que são, em geral, necessárias para alcançar os resultados esperados desses compromissos.

3. Pagamentos por valor versus o princípio da compensação

Nesta secção, avaliamos a crítica ao princípio da compensação que sugere que os agricultores não são devidamente recompensados pela prestação de serviços de ecossistema, porque os pagamentos não os remuneram pela prestação desses serviços.

Em primeiro lugar, note-se que o princípio da compensação incorpora de facto o lucro ou rendimento tipicamente obtidos a partir da atividade agrícola que a gestão ambiental está a substituir. Mesmo para além de qualquer rendimento acumulado porque a fórmula utilizada para estabelecer os níveis de pagamento pode "sobrecompensar" os custos reais incorridos, o princípio da compensação inclui implicitamente os custos de oportunidade, incluindo a perda de rendimento por usos do solo alternativos. Os pagamentos das MAAC proporcionam também rendimento, na medida em que os agricultores são eles próprios capazes de realizar algumas das atividades para as quais os custos de mercado foram incluídos no cálculo de custos típicos (por exemplo, gestão de sebes ou reconstrução de muros de pedra).

O contra-argumento mais significativo baseia-se na distinção teórica entre custos marginais e custos médios e nas dificuldades práticas em estabelecer custos. Os economistas argumentam que o fornecimento ótimo de um bem público, tal como um serviço de ecossistema, ocorre quando a curva da procura (benefício marginal) interseta a curva da

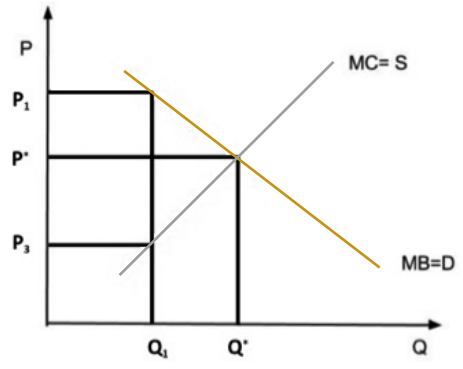
oferta (custo marginal) (ver Figura 1). A procura coletiva do serviço de ecossistema é a soma vertical das curvas de procura individuais e mostra o preço que a sociedade está disposta a pagar por uma determinada quantidade do serviço de ecossistema. A curva da procura do serviço de ecossistema está inclinada para baixo, devido à lei da diminuição da utilidade marginal. A curva da oferta está inclinada para cima, devido à lei do rendimento decrescente. No ponto ótimo Q*, o custo marginal para um agricultor da prestação do serviço de ecossistema é igual ao benefício marginal. Se não houver restrições orçamentais a limitar a quantidade do serviço de ecossistema que o Estado pode adquirir em nome da sociedade e o Estado comprar a quantidade ótima Q*, então não haverá discrepância entre a valorização do serviço de ecossistema pela sociedade e o custo *marginal* para os agricultores da sua prestação. Se pagamento dos serviços de ecossistema for fixado neste ponto (P*) igual ao custo marginal da oferta, os agricultores que têm um custo inferior obterão um rendimento adicional.

Se o financiamento do regime ambiental estiver limitado pelo orçamento, a quantidade de serviço de ecossistema que pode ser adquirida desloca-se para a esquerda, para Q1. Com esta quantidade, haverá uma discrepância entre a vontade marginal do público de pagar e o custo marginal do fornecimento por parte dos agricultores. O pressuposto subjacente ao princípio da compensação é que o pagamento que os agricultores recebem será P3 e o orçamento total será o retângulo formado pelo produto da taxa de pagamento pela quantidade de serviço de ecossistema adquirido. Neste cenário, os defensores de um pagamento baseado no valor proporiam uma taxa de pagamento igual a P* ou mesmo P1, quer porque se considera "mais justo" para o agricultor remunerar o serviço ao preço que a sociedade está disposta a pagar pela quantidade limitada disponível, quer porque se acredita ser necessário pagar este preço para convencer os agricultores a aderirem ao regime. Se qualquer destas opções fosse escolhida, isso exigiria uma redução adicional no volume de serviços de ecossistema que poderiam ser financiados, no caso de o orçamento global se manter inalterado.

… a única razão pela qual poderá haver uma diferença entre um pagamento baseado no valor e um pagamento baseado na compensação é que as autoridades não dispõem de financiamento suficiente para adquirir a quantidade ótima de serviços de ecossistema.

A principal mensagem a retirar desta análise é que a única razão pela qual poderá haver uma diferença entre um pagamento baseado no valor e um pagamento baseado na compensação é que as autoridades não dispõem de financiamento suficiente para adquirir a quantidade ótima de serviços de ecossistema. Se o objetivo do regime é garantir a prestação deste tipo de serviços, então seria paradoxal e contraproducente tentar alcançar simultaneamente um segundo objetivo, nomeadamente, o apoio ao rendimento agrícola. Nestas circunstâncias, um pagamento baseado no valor iria simplesmente 'diluir' a eficácia do programa na aquisição de serviços de ecossistema e resultaria numa redução da prestação destes serviços. Se o orçamento para a aquisição de serviços de ecossistema for fixo, quanto maior for a parte do orçamento destinada a aumentar o rendimento agrícola, menor será o volume de serviços de ecossistema que pode ser adquirido. Nesta perspetiva, o princípio da compensação funciona como uma garantia de

Figura 1 – Prestação ótima de um serviço de ecossistema



Quantidade ótima do serviço de ecossistema:
A quantidade ótima ocorre quando MB = MC
MB: Benefício Marginal; D: Procura; MC: Custo Marginal; S: oferta

que, com fundos orçamentais limitados, poderá ser adquirida a máxima quantidade de serviços de ecossistema.

Na prática, as posições e declives das curvas de benefício marginal e de oferta marginal não são conhecidas, pelo que a quantidade e a taxa de pagamento ótimas não podem ser determinadas *a priori*. Uma forma de contornar esta situação é convidar os agricultores a revelar as suas preferências através de um leilão inverso. Neste tipo de licitação, os agricultores ou grupos de agricultores e proprietários de terras são convidados a apresentar uma proposta que estejam dispostos a aceitar para fornecer uma quantidade específica de serviços de ecossistema. A autoridade de gestão classifica as propostas e seleciona-as numa escala das mais baratas para as mais caras até que o orçamento total disponível se esgote. O preço da proposta marginal é então pago a todos os candidatos selecionados. Este mecanismo foi expressamente previsto no Regulamento (CE) N.º 1698/2006, onde se afirmava que "*Se for caso disso, os beneficiários podem ser selecionados com base em concursos, segundo critérios de eficiência em termos económicos e ambientais*."

… o princípio da compensação funciona como uma garantia de que, com fundos orçamentais limitados, poderá ser adquirida a máxima quantidade de serviços de ecossistema.

Da nossa perspetiva, isto permite determinar o ponto preciso P3 da curva do custo marginal (a curva da oferta) que garante não só que o orçamento ambiental fornece o volume máximo de serviços de ecossistema, mas também que um número suficiente de agricultores considera atrativa a adesão ao regime. Um projeto de investigação interessante poderia comparar os pagamentos aos agricultores no âmbito de um sistema de leilão inverso com os estabelecidos ao abrigo do mecanismo convencional de custos médios, para avaliar se este último tende a compensar de mais ou de menos os agricultores pela prestação de serviços de ecossistema.

Os orçamentos ambientais são sempre limitados. Por isso, é importante que possam ser o mais possível alargados para terem um maior efeito ambiental.

4. Conclusões

Este artigo analisa a forma como devem ser fixadas as taxas de pagamento quando os agricultores aderem às MAAC ou aos novos eco-regimes. A questão é discutível, porque a nova legislação da PAC permite dois mecanismos alternativos de pagamento para estes regimes. Um baseia-se no princípio já conhecido de compensar os agricultores pelos custos incorridos e pela perda de rendimento, tal como utilizado nas MAAC, e o outro é um complemento mais flexível ao pagamento do rendimento base. A Comissão declarou que os Estados-Membros têm de justificar o nível do pagamento anual em relação às necessidades identificadas, à ambição dos objetivos definidos nos seus planos estratégicos da PAC, bem como à ambição das práticas propostas no âmbito dos eco-regimes (DG AGRI 2020), mas não existem restrições ou critérios estabelecidos na própria legislação.

Este artigo defende que a adesão aos critérios da OMC constitui uma salvaguarda importante contra um potencial branqueamento verde.

A Comissão insistiu também que as medidas financiadas pelos eco-regimes têm de ser compatíveis com os critérios da Caixa Verde da OMC, no sentido em que, quando uma medida de um eco-regime visa um determinado uso do solo ou tipo de produção, só o mecanismo de compensação pode ser utilizado. Muitos grupos ambientais veem isto como uma restrição injustificada à elaboração da política agroambiental e climática da UE. Este artigo defende que isso não é assim e que a adesão aos critérios da OMC constitui uma salvaguarda importante contra um potencial branqueamento verde (*green washing*).

Uma revisão das orientações da Comissão sobre a aplicação do princípio da compensação mostra que muito daquilo que se entende serem as suas limitações não o são de facto. O princípio da compensação permite efetivamente a remuneração dos agricultores pelos

serviços prestados, é suficientemente flexível para incluir pagamentos baseados em resultados e permite pagamentos a toda a exploração agrícola quando estes são necessários para manter a viabilidade desta e garantir a continuação da prestação de serviços de ecossistema específicos.

Defendo que o princípio da compensação, é mais suscetível de conduzir a um nível de pagamento mais próximo do ótimo teórico

Os orçamentos ambientais são sempre limitados. Por isso, é importante que possam ser o mais possível alargados para terem um maior efeito ambiental. Em termos puramente económicos, isso significa encontrar o ponto na curva do custo marginal da oferta que maximiza a quantidade de serviços de ecossistema prestados para o orçamento dado (ponto P3 da Figura 1 acima). Uma vez que a medida tenta também alcançar outros objetivos (por exemplo, permitir simples transferências de rendimento, além de remunerar a prestação de serviços de ecossistema), o efeito ambiental será inevitavelmente diminuído. Não é possível conhecer com precisão a curva da oferta de serviços de ecossistema, pelo que identificar o nível correto de pagamento pode ser mais uma arte do que uma ciência. Defendo que o princípio da compensação, quando corretamente interpretado e aplicado, é mais suscetível de conduzir a um nível de pagamento mais próximo do ótimo teórico do que se simplesmente deixarmos o nível de pagamento sem ancoragem e mais vulnerável a comportamentos de procura de rendimentos improdutivos.

Referências

DG AGRI. 2014. *Technical Elements of Agri-Environment-Climate Measures in the Programming Period 2014-2020*. RDC 21/05/14 WD 08-18-14. Bruxelas: Comissão Europeia – Direcção-Geral da Agricultura e do Desenvolvimento Rural.

DG AGRI. 2020. *Questions and Answers on Eco-Schemes: Article 28 of SPR and Related Provisions*. Documento apresentado ao Comité de Gestão dos Pagamentos Diretos, 11 de dezembro de 2020. Bruxelas: Comissão Europeia – Direcção-Geral da Agricultura e do Desenvolvimento Rural.

Comissão Europeia. 2020. *Hypothetical Illustrative Combinations of Interventions for Environmental and Climate Objectives of the Future CAP*. Apresentação ao Grupo de Trabalho do Conselho sobre Questões Agrícolas Horizontais. 25 de novembro de 2020. Bruxelas.

Matthews, A. 2013. "Greening Agricultural Payments in the EU's Common Agricultural Policy." *Bio-Based and Applied Economics* 2 (1): 1–27.

Avaliar os efeitos climáticos de medidas de política agrícola

PAULO CANAVEIRA

Consultor sénior da Agência Portuguesa do Ambiente (APA)

Entre os objetivos específicos para a Política Agrícola Comum (PAC) 2021-2027 encontra-se o de contribuir para a mitigação e adaptação às alterações climáticas, bem como para a energia sustentável.

Para implementar a nova PAC, os Estados-Membros terão de desenvolver um Plano Estratégico da PAC 2023-2027, que detalhará os instrumentos e apoios que serão postos ao dispor dos agricultores para realizar os vários objetivos da PAC, incluindo o de mitigação das alterações climáticas, isto é, medidas que fomentem o sequestro de CO_2 ou reduzam as emissões dos vários gases de efeito de estufa resultantes das atividades agrícolas (ex. emissões dos animais e da gestão de estrume, emissões da queima de combustíveis, emissões do uso de fertilizantes e corretivos de solo, emissões de e/ou sequestro em os solos e alterações de uso de solo).

Nesta fase importa ser capaz de responder a perguntas como:

- Que medidas com efeito climático positivo conseguimos identificar e qual o efeito climático esperado (redução de emissões e/ou aumento de sequestro) de cada uma delas?
- Como selecionar as melhores medidas e que medidas apoiar?

Num futuro próximo, importará ser capaz de responder a questões como:

- Foram as medidas realmente eficazes?
- Chegaram ao público-alvo e foram corretamente implementadas?
- Produziram as reduções de emissões ou o aumento de sequestro esperados? Porquê?

O Roteiro para a Neutralidade Carbónica português tem como objetivo avaliar as condições para se chegar a um balanço neutro entre as emissões totais e os sumidouros naturais que ocorrem no país em 2050. A recente Lei Europeia do Clima[1] estabelece essa meta para toda a União e determina uma meta intermédia de reduções de 55%, face aos níveis de 1990, já para 2030. Atingir uma e outra metas só será possível com o envolvimento de todos os setores da sociedade, incluindo a agricultura e as florestas nesse esforço.

É portanto natural que o objetivo último das políticas climáticas seja o de redução das emissões em valor absoluto, incluindo nesse objetivo emissões da

[1] https://ec.europa.eu/clima/policies/eu-climate-action/law_pt

agricultura e a promoção da função sumidouros dos sistemas naturais e das terras agrícolas e florestais.

O Tribunal de Contas Europeu (TCE), num relatório especial lançado no passado dia 21 de junho[2], faz uma avaliação bastante negativa do impacto da PAC 2014-2020 sobre a mitigação das alterações climáticas, tendo concluído que:

1. A PAC não reduziu as emissões dos animais;
2. As emissões de fertilizantes e aplicação de estrume nos solos estão a aumentar;
3. As medidas da PAC não levaram a um aumento generalizado do carbono armazenado nos solos e nas plantas;
4. As alterações na PAC 2014-2020 não refletem a sua nova ambição climática.

É natural que o objetivo último das políticas climáticas seja o de redução das emissões em valor absoluto, incluindo nesse objetivo emissões da agricultura e a promoção da função sumidouros dos sistemas naturais e das terras agrícolas e florestais.

…as conclusões do TCE sugerem que o setor agrícola poderá não estar a fazer a sua contribuição para a redução global de emissões que se pretende.

Com o enquadramento político da Lei Europeia do Clima, as conclusões do TCE são à partida obviamente preocupantes, porque sugerem que o setor agrícola poderá não estar a fazer a sua contribuição para a redução global de emissões que se pretende.

Mas será que a análise da evolução dos totais de emissões do setor é suficiente para concluir se as medidas de política são ou não eficazes? A pergunta é pertinente, porque as emissões totais são ditadas não só pelo impacto da política agrícola, mas também por uma série de fatores exógenos a essa política, por exemplo:

- Evolução dos preços dos fatores de produção e dos produtos finais;
- Decisões individuais dos agricultores sobre que culturas agrícolas semear/plantar e que espécies e efetivos pecuários criar;
- Impacto de desastres naturais, pragas, doenças e fogos;
- Decisões e evolução do setor noutras regiões e/ou fóruns (Organização Mundial de Comércio, evolução de mercados e produções agrícolas nos EUA, Brasil e América Latina, etc.).

…as emissões totais são ditadas não só pelo impacto agrícola, mas também por uma série de fatores exógenos a essa política

Para ilustrar a importância destes fatores, vejamos um exemplo de uma política de redução de emissões (muito simplificada e apenas para efeitos de ilustração). Imaginemos que é identificada uma tecnologia ou alteração de gestão que permite reduzir em 20% as emissões dos animais e que é desenhada uma medida de política para incentivar os agricultores a adotarem essa tecnologia ou alteração de gestão. Imaginemos também que existem atualmente 150 000 vacas "elegíveis" para aplicação dessa medida. Se todos os agricultores aderirem, e o número de vacas se mantiver, esperar-se-ia, naturalmente, uma redução de 20% das emissões totais.

	Redução Esperada de Emissões		
	Nº Vacas	Fator de emissão $tCO_2eq./cb$	Emissões totais $tCO_2eq./ano$
Situação inicial	150 000	1,30	195 000
Situação final	150 000	1,04	156 000
Impacto			-20,0%

Mas a realidade será sempre distinta deste "desenho" original. Imaginemos que durante a vigência de política se consegue de facto chegar a todos os agricultores e que a medida de política é realmente capaz de reduzir as emissões em 20% por vaca, mas que o contexto económico é tal que os agricultores aumentam o efetivo. O efeito combinado resulta num aumento de emissões, apesar de a medida de política ter sido 100% eficaz.

[2] https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR21_16/SR_CAP-and-Climate_PT.pdf

Aumento da Atividade		
Nº Vacas	**Fator de emissão $tCO_2eq./cb$**	**Emissões totais $tCO_2eq./ano$**
150 000	1,30	195 000
200 000	1,04	208 000
		+6,7%

O reverso poderá também ocorrer. Imaginemos que a política falha em toda a linha e que, em consequência, o fator de emissão fica inalterado, mas que, simultaneamente, e por razões que nada têm que ver com esta política, o contexto económico leva os agricultores a reduzirem os efetivos. O efeito combinado resulta numa redução de emissões, apesar de a medida de política ter falhado redondamente.

Redução da Atividade		
Nº Vacas	**Fator de emissão $tCO_2eq./cb$**	**Emissões totais $tCO_2eq./ano$**
150 000	1,30	195 000
100 000	1,30	130 000
		-33,3%

A abordagem do Tribunal de Contas Europeu não é portanto a mais adequada, pois olha apenas para a evolução das emissões como forma de avaliar o sucesso da PAC.

Isto acontece porque o Inventário Nacional de Emissões é uma ferramenta para acompanhar a evolução das emissões do país (que, por definição, resultam da interação de todos os fatores que influenciam cada um dos setores) e não uma ferramenta para avaliar políticas e medidas individuais. A Tabela abaixo[3] ilustra algumas diferenças entre os dois exercícios:

Inventário Nacional de Emissões é uma ferramenta para acompanhar a evolução das emissões do país… e não uma ferramenta para avaliar políticas e medidas individuais.

Como fazer então para isolar o efeito climático de uma política em concreto e poder fazer um juízo informado sobre o seu sucesso?

Não existem ainda métodos adotados no âmbito das Nações Unidas ou da União Europeia sobre a forma "correta" ou "oficial" de fazer esta avaliação e vários países seguem abordagens diferentes para avaliar o desempenho de políticas.

Contudo, a iniciativa Greenhouse Gas Protocol[4] tem vindo a desenvolver uma série de protocolos e normas técnicas sobre avaliação de emissões em diferentes contextos. Esta iniciativa estabelece normativos abrangentes para medir e gerir as emissões de gases de efeito estufa (GEE) de operações dos setores público e privado, de cadeias de valor e de ações de mitigação. Estes protocolos são estabelecidos com base numa parceria de 20 anos entre o World Resources Institute (WRI) e o Conselho Empresarial Mundial para o

Não existem ainda métodos adotados no âmbito das Nações Unidas ou da União Europeia sobre a forma "correta" ou "oficial" de fazer esta avaliação e vários países seguem abordagens diferentes para avaliar o desempenho de políticas.

Tipo de avaliação	Objetivo	Limitações
Inventário Nacional de Emissões	• Quantificar exaustivamente as emissões nacionais • Monitorizar e avaliar o progresso das emissões face a metas pré-estabelecidas • Permitir comparar o peso dos vários setores e/ou fontes de emissão e a sua evolução ao longo do tempo	• Descreve, mas não explica, as alterações observadas • Não revela o impacto de políticas individuais
Avaliação de Políticas e Medidas	• Atribuir alterações de emissões ou de sequestro a políticas e medidas específicas • Informar o desenho e/ou avaliar o desempenho de políticas e medidas concretas de redução de emissões	• O sucesso de uma dada política pode não garantir reduções de emissões em valor absoluto

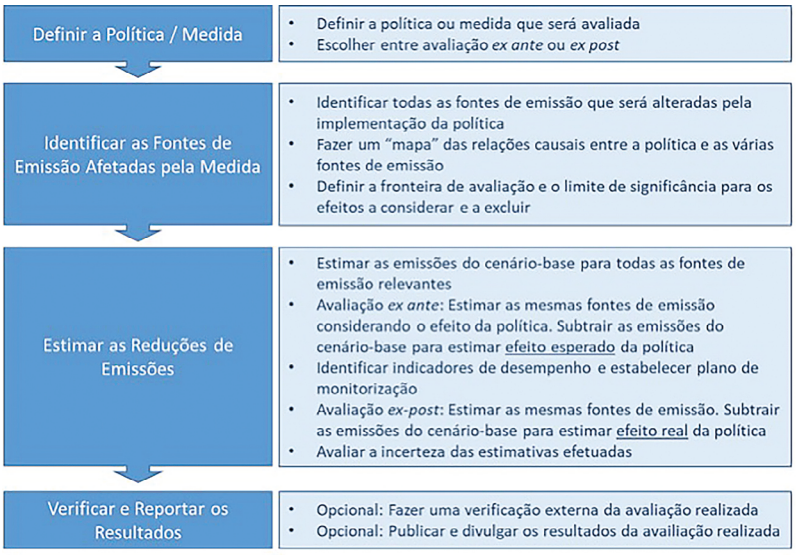
[3] Adaptada a partir da tabela 1.1 do *GHG Protocol Policy and Action Standard*

[4] https://ghgprotocol.org/about-us

Desenvolvimento Sustentável (WBCSD). O GHG Protocol trabalha com governos, associações industriais, organizações não governamentais (ONG), empresas e outras organizações. Entre os normativos produzidos por esta iniciativa encontra-se o *GHG Protocol Policy and Action Standard*[5], destinado justamente a avaliar o efeito de políticas e medidas nas emissões e/ou sequestro de emissões de GEE. O método descrito abaixo é grandemente baseado nesse protocolo.

O enunciado metodológico geral é relativamente simples: o efeito de uma política mede-se pela comparação entre as emissões de um setor "sem o impacto da política" e as emissões do mesmo setor "com o impacto da política". Como não é possível ter dois países iguais, em que num se implementa a política e noutro não, isto consegue-se fazendo estimativas de emissões (com base em modelação) em que apenas os fatores influenciados pela política são alterados, todos os outros permanecendo iguais nos dois cenários.

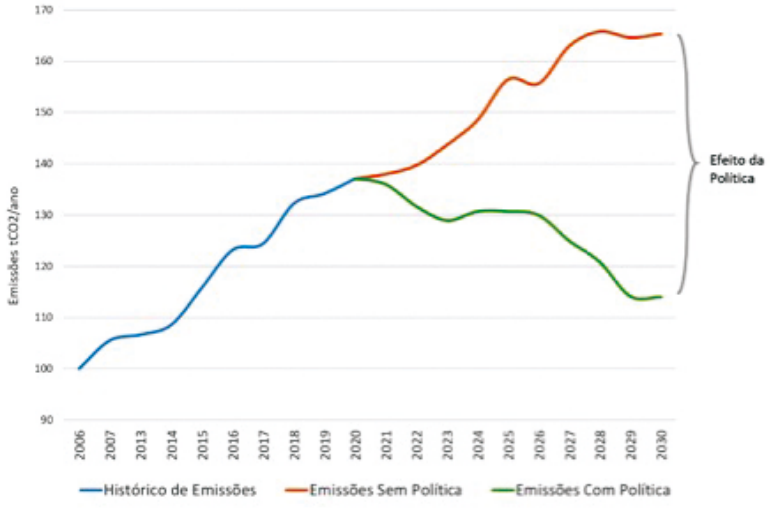
… o efeito de uma política mede-se pela comparação entre as emissões de um setor "sem o impacto da política" e as emissões do mesmo setor "com o impacto da política".



O primeiro passo é a definição da própria política.

De uma forma um pouco mais detalhada, a avaliação de uma política deverá seguir os seguintes passos:

O primeiro destes passos é a definição da própria política. Embora tal possa parecer trivial é importante reconhecer algumas dificuldades. A primeira delas é que nem todas as políticas são igualmente fáceis de avaliar. Por exemplo, será mais fácil avaliar o impacto nas emissões de um "incentivo à adoção de mobilização reduzida pelos agricultores" do que de uma "campanha de comunicação para a promoção de produtos biológicos".



Por outro lado, há situações em que existe um pacote de medidas que convergem para o mesmo objetivo e em que não é fácil isolar o efeito de cada uma delas. Por exemplo, no apoio ao veículo elétrico convergem atualmente várias medidas: apoios à compra de veículos elétricos; isenção de Imposto Sobre Veículos (ISV) e Im-

[5] https://ghgprotocol.org/sites/default/files/standards/Policy%20and%20Action%20Standard.pdf

posto Único de Circulação (IUC); isenção de taxas de estacionamento (nalgumas cidades); isenção de tributação autónoma e dedução do IVA da eletricidade usada nos carregamentos (para empresas); apoio à expansão da rede pública de carregamento. Quem compra um carro elétrico está provavelmente a reagir ao conjunto de incentivos e não apenas a um deles em particular. É assim preciso evitar atribuir todas as reduções de emissões do veículo elétrico a cada uma das medidas, o que daria a ideia, erradamente, de que as reduções de emissões são muito superiores. Nestas situações, faz mais sentido avaliar o sucesso do "pacote de medidas" do que de cada uma das medidas individuais.

A segunda escolha crucial é a do momento para realizar a avaliação, distinguindo-se duas situações principais: *ex ante* e *ex post*. A avaliação *ex ante* é feita antes da implementação da política e pretende antever os efeitos dessa política (com base num cenário possível de evolução). A avaliação *ex post* é feita depois da implementação da política e pretende calcular os verdadeiros efeitos dessa política (com base na monitorização de implementação da política). É também possível combinar as duas abordagens durante a fase de implementação, fazendo uma avaliação *ex post* da implementação feita até à data e uma avaliação *ex ante* da implementação até ao final do período de vigência da política.

***A segunda escolha crucial é a do momento para realizar a avaliação, distinguindo-se duas situações principais:* ex ante *e* ex post.**

Poderá também ser decidido incluir na grelha de análise e na avaliação efeitos adicionais à estimativa pura de emissões e sequestro.

Segue-se a identificação das fontes de emissão afetadas pela política. Normalmente uma política ou medida é "desenhada" com vista à redução de uma determinada fonte de emissão (ou aumento de sequestro), mas existem frequentemente outros efeitos noutras fontes de emissão e que podem reforçar ou reduzir o impacto da medida. Por exemplo, na promoção da mobilização reduzida, o objetivo principal é a acumulação de matéria orgânica no solo. No entanto, o impacto global da medida é dado pela soma de várias fontes de emissão e sequestro:

- sequestro no solo: a mobilização reduzida permite a acumulação de matéria orgânica no solo e o consequente aumento de sequestro de carbono no solo;
- emissões do uso de combustíveis: o tipo, duração e intensidade das operações agrícolas envolvidas é diferente face à mobilização convencional, o que se traduzirá em mudanças nas emissões do uso de combustíveis;
- emissões do uso de fertilizantes: a fertilidade do solo é alterada pela presença de maior quantidade de matéria orgânica, o que reduz potencialmente a necessidade de fertilização mineral, ou seja a uma redução das emissões do uso (e produção) de fertilizantes.

Poderá também ser decidido incluir na grelha de análise e na avaliação efeitos adicionais à estimativa pura de emissões e sequestro. Exemplos destes efeitos incluem: alterações na produção das culturas ou dos animais; alterações no emprego utilizado; alterações nos custos e ou no valor das produções; alterações no uso de água de rega; etc. A abordagem descrita permite, com as devidas adaptações, fazer a extensão a esses impactos.

Dado que a listagem de efeitos pode ser bastante extensa, importa definir com clareza quais os efeitos a incluir na análise e quais ficarão de fora. Os critérios para incluir ou excluir emissões da análise podem incluir: materialidade da emissão (ex. decisão de excluir fontes demasiado pequenas ou incertas); localização da emissão (ex. se consideramos todas as emissões ou apenas as que ocorrem em território nacional); emissões diretas e/ou indiretas (ex. se consideramos apenas as emissões da aplicação de um fertilizante azotado no solo ou também as emissões do seu fabrico). As escolhas feitas neste domínio são determinantes para os resultados apresentados e deverão ficar devidamente documentadas.

Um dos aspetos mais sensíveis deste método prende-se com a definição do cenário-base, contra o qual a política será avaliada. Isto porque enquanto as emissões após a implementação da política serão observáveis e monitorizáveis, os efeitos da ausência de política terão sempre que se basear noutro tipo de informação. A credibilidade da avaliação está por isso muito ligada à credibilidade deste cenário-base.

Um dos aspetos mais sensíveis deste método prende-se com a definição do cenário-base, contra o qual a política será avaliada.

Existem duas abordagens gerais para chegar a um cenário-base credível: método do cenário e método do grupo de comparação. No método do cenário, é elaborada uma representação das condições mais prováveis de ocorrerem na ausência da política para cada fonte ou categoria de sumidouro incluídas na avaliação. No método do grupo de comparação, é identificado um grupo de atores onde a política não seja aplicada e para o qual se estimam as emissões. Por exemplo, na avaliação de uma medida agroambiental o cenário-base poderia ser dado:

- Método do cenário: por uma estimativa das emissões resultantes das práticas que os agricultores aderentes teriam praticado na ausência da medida.
- Método do grupo de comparação: por uma estimativa das emissões resultantes das práticas que os agricultores não-aderentes efetivamente praticaram.

A fase seguinte é também muito importante: a definição (e implementação) do plano de monitorização que permitirá a recolha de toda a informação necessária para avaliar as emissões e sequestro associados a uma dada política ou medida. Tal pressupõe que foram devidamente identificadas as fontes de emissão e sequestro, os métodos de cálculo que permitem as estimativas de emissões e as variáveis que importará recolher e acompanhar à medida que a política for implementada. No caso da agricultura, isso poderá incluir registos de: volumes de combustível consumidos (ou práticas agrícolas implementadas); quantidades e tipos de fertilizantes aplicados; quantidades e tipos de alimentação animal usados; análises de solos, etc.

A fase seguinte é também muito importante: a definição (e implementação) do plano de monitorização

As estimativas de emissões "após política" podem então ser calculadas e a diferença para as emissões do cenário-base dar-nos-ão a estimativa do impacto real da medida.

Dependendo do objetivo desta avaliação, poderá ou não equacionar-se uma verificação externa da informação e dos cálculos efetuados, que, a realizar-se, confere maior autoridade e segurança aos valores calculados.

De igual modo, e dependendo dos objetivos da avaliação, poderá ou não equacionar-se a publicação dos resultados para permitir uma melhor comunicação dos resultados.

Como mostra o relatório do Tribunal de Contas Europeu, o escrutínio sobre a qualidade das políticas agrícolas é já elevado e vai aumentar consideravelmente…

Como mostra o relatório do Tribunal de Contas Europeu, o escrutínio sobre a qualidade das políticas agrícolas é já elevado e vai aumentar consideravelmente. É legítimo que a sociedade questione a utilidade climática efetiva de fundos que são distribuídos com essa justificação.

Por outro lado, e se queremos levar a sério os esforços de redução de emissões, importa direcionar os esforços, os recursos financeiros e de I&D para práticas e tecnologias que permitam reduções de emissões em escala e de forma custo-eficaz.

Por outro lado, e se queremos levar a sério os esforços de redução de emissões, importa direcionar os esforços, os recursos financeiros e de I&D para práticas e tecnologias que permitam reduções de emissões em escala e de forma custo-eficaz. A melhoria da avaliação de políticas, quer *ex ante* quer *ex post*, será uma ferramenta muito importante para atingir esses objetivos.

Pastagens permanentes de sequeiro em Portugal: uma abordagem à avaliação, quantificação e valoração económica dos impactos ambientais e serviços de ecossistema*

TIAGO DOMINGOS[1], NUNO SARMENTO[2], CARLOS MGL TEIXEIRA[2], CRISTINA MARTA-PEDROSO[2], IVO GAMA[3], LIA LAPORTA[2], MARJAN JONGEN[2], NUNO RODRIGUES[3], RICARDO F. M. TEIXEIRA[2], TATIANA VALADA[3], TIAGO G. MORAIS[2], VÂNIA PROENÇA[2]

[1] *IST – Instituto Superior Técnico e Terraprima*
[2] *IST*
[3] *Terraprima*

Um dos temas ambientais associados ao setor agroalimentar que tem tido, nos últimos anos, maior visibilidade nos *media* e na opinião pública é o das alterações climáticas, muito devido aos impactos do consumo de carne. Um estudo publicado na revista *Science* (Poore e Nemecek, 2018) indica uma contribuição da carne de vaca para as emissões de gases com efeito de estufa (GEE) desproporcionadamente grande em relação ao segundo produto alimentar com mais emissões. A maioria das avaliações globais concorda que a carne bovina é o produto alimentar com maior impacto, pelo menos no que diz respeito às emissões de GEE. Importa, portanto, quantificar, tanto quanto possível, os impactos ambientais da produção de gado para carne e leite nos seus vários temas (solo, água, biodiversidade, ar e alterações climáticas) e de acordo com as técnicas de produção.

Importa quantificar os impactos ambientais da produção de gado para carne e leite nos seus vários temas (solo, água, biodiversidade, ar e alterações climáticas) e de acordo com as técnicas de produção.

Este exercício tem de ter em conta que a produção de gado muitas vezes engloba, para o mesmo produto final (tipicamente carne ou leite), um período de pastagens (mais ou menos extensivas; permanentes ou anuais; de sequeiro ou irrigadas; etc.) e um período de confinamento e engorda, sobretudo no gado bovino para carne, e que cada período pode ter impactos ambientais positivos e negativos em temas diferentes e de magnitudes diferentes. Este artigo foca-se, essen-

* O artigo não foi originalmente escrito ao abrigo do Acordo Ortográfico de 1990. (Nota da equipa editorial, a pedido dos autores)

cialmente, no primeiro período, e com referência às pastagens permanentes extensivas de sequeiro.

Este artigo aborda assim a avaliação, quantificação e valoração económica dos impactos ambientais e serviços de ecossistema das pastagens permanentes de sequeiro em Portugal, com enfoque nos sistemas silvo-pastoris do Centro e Sul. Os temas ambientais em foco são as alterações climáticas, o solo, a biodiversidade e o ciclo do azoto, e o artigo centra-se no nosso contributo, no Instituto Superior Técnico e na sua *spin-off* Terraprima, para a avaliação do desempenho ambiental destas pastagens.

1. Uma apreciação qualitativa

Desde o Neolítico que, em conjunto com outras atividades como a caça, a agricultura e a produção animal levaram ao declínio de muitas espécies selvagens por competição por espaço e alteração de habitats. Foi o caso dos grandes herbívoros silvestres e dos grandes espaços de floresta primária, que se encontram hoje reduzidos a uma expressão muito inferior. A herbivoria, quer por herbívoros selvagens quer por domesticados, desempenha um papel importante no funcionamento dos ecossistemas, mas pode também gerar um amplo espectro de alterações ecológicas. No Mediterrâneo, a criação de campos agrícolas e de pastagens para os herbívoros domésticos contribuiu para a redução das populações de herbívoros selvagens e criou novas características paisagísticas, como as pastagens e os prados, que levaram ao aumento da diversidade de paisagens e espécies à escala local. Mas, à escala regional, levou a perdas de biodiversidade significativas (Navarro e Pereira, 2012).

Atualmente, a herbivoria é principalmente efetuada por espécies domésticas. De um ponto de vista ecológico, as pastagens (especialmente as extensivas) e os prados têm grande diversidade, pois possuem muitas gramíneas, leguminosas e outras espécies com flor. Como tal, a manutenção dos elevados níveis de biodiversidade observáveis nas pastagens naturais e seminaturais da Europa requer a continuação de uma herbivoria bem gerida (Rook *et al*. 2004, Teillard *et al*. 2016). Como resultado, a conservação da biodiversidade na Europa está, hoje, intimamente ligada aos agroecossistemas, estimando-se que cerca de 50% das espécies europeias estão associadas a habitats agrícolas (EEA, 2003). O exemplo mais evidente em Portugal é o dos montados de sobro e azinho, ecossistemas dependentes do pastoreio para a criação e manutenção de espaços abertos e heterogeneidades espaciais.

Os sistemas baseados em pastagens têm um papel potencialmente benéfico, pois contribuem para uma reciclagem mais rápida e equilibrada de nutrientes nos ecossistemas e utilizam terras marginais impróprias para as culturas. A produção pecuária extensiva pode ser gerida para a conservação e o incremento de alguma biodiversidade e pode contribuir para um melhor aproveitamento dos recursos hídricos, a conservação da humidade no solo, menores amplitudes térmicas ao nível do solo, a não degradação da matéria orgânica produzida e a melhor metabolização dos princípios ativos do solo (dada a maior atividade microbiana no mesmo). Aumenta, também, a rentabilidade do ecossistema e amortiza os investimentos. O controlo dos matos resultante permite um melhor aproveitamento das pastagens, e a expansão dos mesmos é controlada pela subida do nível de fertilidade no solo e pelo pastoreio. Assim sendo, o aumento das áreas pastoreadas de forma efetiva e equilibrada pode levar à redução do risco de incêndio (através da diminuição da carga combustível associada aos matos) e à melhoria dos solos. Por outro lado, a maior parte das pastagens, em Portugal, são pobres e os seus solos encontram-se degradados, com um nível de pastoreio incipiente associado a baixa fertilidade do solo, elevado risco de invasão por matos e diversas espécies florestais, elevado risco de incêndio e homogeneização da paisagem.

… a conservação da biodiversidade na Europa está, hoje, intimamente ligada aos agroecossistemas, estimando-se que cerca de 50% das espécies europeias estão associadas a habitats agrícolas…

Portugal tem sido pioneiro na combinação da produção animal e na promoção dos benefícios ambien-

Figura 1 – Pastagem Permanente Semeada Biodiversa e Rica em Leguminosas

Fonte: Terraprima

tais das pastagens. Tem sido demonstrado que alguns sistemas de produção de carne baseados em pastagens podem ser vantajosos para a economia e o ambiente, como as Pastagens Permanentes Semeadas Biodiversas e Ricas em Leguminosas (PSB) (Figura 1).

Portugal tem sido pioneiro na combinação da produção animal e na promoção dos benefícios ambientais das pastagens.

As pastagens permanentes baseadas em leguminosas são uma fonte biológica de azoto (N) para os solos e de proteínas para o gado, e sequestram carbono (C) nos solos. As PSB são um caso de "engenharia da biodiversidade", combinando gramíneas e leguminosas até 20 espécies/cultivares adaptadas às condições edafoclimáticas mediterrânicas, que, como um "efeito *portfolio*", permitem que, num dado local ou ano, se desenvolvam diferentes espécies, resultando numa maior adaptabilidade às variações climáticas anuais. Tal resulta numa maior produtividade da pastagem e num aumento dos níveis de encabeçamento de forma sustentável e com maior contributo de carbono para o solo (através da decomposição das raízes), resultando em aumentos sustentados de matéria orgânica no solo, com os efeitos positivos resultantes (melhoria da atividade microbiana e aumento do teor de humidade) (Teixeira *et al*., 2015). As PSB, aumentando a produtividade da pastagem, reduzem também a necessidade de uso de fertilizantes azotados e de concentrados, ambos com um forte impacto em termos da emissão de GEE e potencial poluição difusa, com o benefício económico associado.

A alteração do uso do solo por instalação de pastagens (ou por alteração da gestão das mesmas) pode ter impactos ambientais (positivos e negativos) significativos. De uma forma geral, a intensificação das pastagens pode conduzir ao declínio de espécies de plantas nativas, pouco adaptadas à herbivoria (ou a níveis mais elevados de herbivoria) (Thórhallsdóttir *et al*. 2013), bem como das espécies animais que fazem uso dessa vegetação. P. ex., a intensificação da gestão poderá substituir pastagens menos produtivas, mas com interesse em termos de biodiversidade, como os malhadais – subtipo de um habitat de elevado interesse comunitário[1] associado a superfícies não mobilizadas e pastoreio extensivo, sobretudo de ovinos.

A escolha do tipo de gado influencia, à partida, uma série de parâmetros ambientais, dada a diferente corpulência, comportamento e necessidades alimentares das espécies.

A escolha do tipo de gado influencia, à partida, uma série de parâmetros ambientais, dada a diferente corpulência, comportamento e necessidades alimentares das espécies. Também o encabeçamento e a forma de gestão podem influenciar significativamente estes parâmetros. Os encabeçamentos elevados aumentam o risco de pastoreio excessivo, levando à compactação, erosão

[1] Subtipo 6220 pt2 – Plano Sectorial da Rede Natura 2000 (Resolução do Conselho de Ministros n.º 115-A/2008, de 21/07/2008.

e degradação dos solos e causando desertificação nas regiões áridas (Asner *et al*. 2004, Eurostat 2018). Nos montados, observou-se uma correlação entre encabeçamentos mais elevados de gado bovino e o aumento da fragmentação, bem como entre encabeçamentos mais elevados de ovinos e a diminuição da heterogeneidade espacial (Almeida *et al*. 2016). Os danos às jovens árvores e a interação mecânica do gado (sobretudo o bovino) com as árvores jovens e adultas estarão associados a esta correlação. Nos sistemas silvo-pastoris, a adoção de intervalos de tempo e espaço adequados entre as atividades de pastoreio pode ser necessária à regeneração das árvores, enquanto se impede a invasão pela vegetação arbustiva (Plieninger *et al*. 2015).

O aumento excessivo de matos pode levar ao aumento do risco de incêndio, mas coberturas moderadas são importantes para salvaguardar os habitats para várias espécies, podendo a sua eliminação desadequada causar perdas de biodiversidade, afetar processos hidrológicos e causar erosão do solo.

O aumento excessivo de matos, em extensão e densidade, pode, como referido, levar ao aumento do risco de incêndio, mas coberturas moderadas são importantes para salvaguardar os habitats para várias espécies, podendo a sua eliminação desadequada causar perdas de biodiversidade, afetar processos hidrológicos e causar erosão do solo. Nos montados, o recrutamento dos sobreiros ocorre em níveis intermédios de cobertura arbustiva (40-60%), tendo as manchas arbustivas um efeito protetor das árvores contra a radiação direta e o pastoreio (Simões *et al*. 2016).

Se, por um lado, a adoção de planos de gestão do pastoreio (com técnicas como o pastoreio rotacional) é crescentemente reconhecida como importante para a otimização do sistema de produção e a manutenção das pastagens em boas condições num maior período do ano, fomentando, portanto, a produtividade total da pastagem, por outro exige, com frequência, um maior emparcelamento. As vedações e cercas para a compartimentação das parcelas, dado o seu efeito de barreira, são reconhecidas como prejudiciais para a biodiversidade, podendo a adaptação das mesmas para a passagem segura da fauna silvestre reduzir este risco.

Em Portugal, os sistemas de produção de gado são tipicamente combinações de um subsistema extensivo com um intensivo. No gado bovino, as vacas em aleitamento (fase vaca-vitelo) são mantidas extensivamente em pastagens com o vitelo. Normalmente, os vitelos são desmamados aos seis meses de idade e depois confinados, embora por vezes sejam submetidos a um período intermédio de criação antes do confinamento (Santos-Silva *et al*., 2020). A fase vaca-vitelo é sempre a que mais contribui para a utilização e emissão de recursos na produção de carne bovina, compreendendo cerca de 63% de todos os impactos em vários tipos de sistemas de produção (Pelletier *et al*., 2010). Adicionalmente, a acumulação de estrumes e chorumes que se observa no confinamento (mais propício a condições anaeróbias) é propícia às emissões de GEE, nomeadamente de metano.

Em Portugal, os sistemas de produção de gado são tipicamente combinações de um subsistema extensivo com um intensivo.

O uso de concentrados para a alimentação do gado está diretamente relacionado com a perda de biodiversidade e de carbono na vegetação e no solo resultante da desflorestação, em países com florestas primárias, causada pelas culturas destinadas à produção das matérias-primas destes concentrados (como a soja). Os ingredientes das dietas de acabamento comuns em Portugal incluem cereais e oleaginosas importados. O aumento da incorporação de ciclos curtos de forragens e subprodutos agrícolas produzidos localmente resultará em ganhos ambientais, relacionados principalmente com cadeias curtas de fornecimento de rações e economia circular. No entanto, os efeitos do aumento da fibra alimentar sobre a emissão entérica de metano (CH_4) precisam de ser avaliados. A otimização do processo de produção, nomeadamente dos períodos de permanência do gado na pastagem e confinado pode,

portanto, ser importante para a otimização dos impactos ambientais.

Por último, a eliminação desadequada dos resíduos dos animais pode levar à eutrofização dos corpos de água (poluição difusa), mas o espalhamento destes efluentes na forma de composto pode contribuir para o aumento da fertilidade da pastagem.

2. Avaliação de impactos ambientais e serviços de ecossistema

Nesta secção, apresenta-se um conjunto de ferramentas de avaliação quantitativa e qualitativa de impactos ambientais e serviços de ecossistema usadas pelo IST e a Terraprima e alguns resultados da aplicação destas ferramentas. Para esta avaliação, e conforme é evidente da secção anterior, alguns indicadores são especialmente importantes por serem representativos de uma gestão otimizada, tanto em termos ambientais como de uma maior racionalidade económica. É o caso do sequestro de carbono, da matéria orgânica (MOS) e do fósforo no solo, do azoto e do índice proteico das plantas; da emissão de GEE como o metano (CH_4), o óxido nitroso (N_2O) e o dióxido de carbono (CO_2) resultantes da fermentação entérica; do armazenamento de estrume e uso de fertilizantes e concentrados; de serviços de ecossistema como a diversidade de habitats e a proteção do solo.

… alguns indicadores são especialmente importantes por serem representativos de uma gestão otimizada, tanto em termos ambientais como de uma maior racionalidade económica.

Na avaliação destes indicadores, o uso de ferramentas baseadas nos conceitos de "Indústria 4.0" e "*Big Data*" reveste-se de uma importância cada vez maior. A crescente disponibilidade de dados recolhidos por sensores (muitas vezes de forma automática), de imagens de *drone* e de satélite representa um potencial extraordinário de informação que pode ser cruzada com a recolhida no terreno para encontrar correlações e permitir uma quantificação e avaliação de impactos mais expedita, rigorosa e cada vez mais em tempo real.

Para este efeito, temos também utilizado a modelação para prever os impactos ambientais das práticas de gestão. O uso da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), de modelos de aprendizagem automática e da teoria *Dynamic Energy Budget* (formalismo que fornece um quadro quantitativo único para descrever dinamicamente o metabolismo de todos os organismos vivos a nível individual, com base em pressupostos sobre a absorção de energia, armazenamento e utilização de várias substâncias), alimentados por dados provenientes de deteção remota, pode produzir estimativas de parâmetros de produtividade e ambientais como a biomassa, o conteúdo de azoto (proteína) e fósforo nas plantas, a fração de leguminosas e a MOS. Esta abordagem está a ser utilizada para a deteção de PSB ou a invasão de matos no Alentejo (utilizando apenas dados remotos) e de práticas de gestão como a mobilização do solo. Os resultados podem ser integrados com modelação baseada nos processos do solo e da planta para avaliação do efeito das práticas de gestão no solo, num contexto de alterações climáticas[2].

Em termos do efeito na biodiversidade, é importante avaliar como o pastoreio interage com os habitats naturais e seminaturais na exploração agrícola e no seu entorno. Para o efeito, a identificação de indicadores de monitorização da resposta destes habitats ao pastoreio que sejam representativos, de avaliação expedita e idealmente quantificáveis pelo agricultor tem sido alvo de investigação. Nesta investigação pode-se, p. ex., identificar e avaliar indicadores do estado destes habitats que reflitam o efeito do gado (e, simultaneamente, avaliem como este responde à estrutura destes habitats em termos de seleção de alimento)[3] (Figura 2). A publicação *Biodiversity and the livestock*

[2] Projetos "LeanMeat" e "GrassData", coordenados pela IST-ID e financiados pela FCT.

[3] Grupo Operacional SILVPAST, coordenado pela Terraprima – Sociedade Agrícola, que a IST-ID coordena cientificamente e é financiado pelo PDR 2020.

Figura 2 – É importante avaliar como o pastoreio interage com os habitats naturais e seminaturais na exploração agrícola e no seu entorno (na imagem, vaca em carvalhal na Cova da Beira)

Fonte: Terraprima

sector - Guidelines for quantitative assessment, produzida pela Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership da FAO (FAO, 2020), elenca indicadores de monitorização com o objectivo de maior representatividade, efetividade e facilidade de avaliação. A Biodiversity Performance Tool (https://www.biodiversity-performance.eu/) é uma ferramenta de avaliação do desempenho das explorações agrícolas em matéria de biodiversidade com 75 indicadores baseados na estrutura e ordenamento da exploração e nas práticas de produção (alguns específicos da gestão de pastagens)[4]. Em termos da quantificação dos impactos das pastagens no tema das alterações climáticas, existe uma ferramenta que modela o desempenho ambiental das PSB, calculando a pegada de carbono e, de uma forma abrangente, os impactos ambientais para a fileira da carne extensiva baseada na ACV[5]. Nesta ferramenta, a análise do desempenho ambiental é efetuada em termos de pegada de carbono, ao nível da exploração e dos produtos (carne e leite), e baseada nos princípios de ACV.

O nosso trabalho abrangeu projectos[6] em que foi reconhecido e quantificado o serviço ambiental de combate às alterações climáticas prestado pelos agricultores. Num caso, os agricultores instalaram e mantiveram PSB entre 2011 e 2014, utilizando as melhores práticas agrícolas e recebendo apoio técnico para o efeito. Como consequência, as PSB ocupavam, em 2014, mais de 4% da superfície agrícola útil do país (Teixeira *et al*., 2015). Os dados para a quantificação deste serviço foram obtidos em pastagens de sequeiro naturais, naturais fertilizadas e PSB, tendo-se ajustado estatisticamente um modelo de balanço de massa simples. Estima-se que 1 ha de uma PSB gerida de forma adequada sequestre 6,48 t CO_2 e por ano (Agência Portuguesa do Ambiente, 2020). Foram semeados 50 000 novos hectares de PSB entre 2009 e 2012, contribuindo com o sequestro de 1 milhão de toneladas de CO_2. Este sequestro foi utilizado para o cumprimento, por Portugal, dos seus objetivos do Protocolo de Quioto.

O nosso trabalho abrangeu projectos em que foi reconhecido e quantificado o serviço ambiental de combate às alterações climáticas prestado pelos agricultores.

Noutro caso, foi promovida a adoção pelos agricultores de métodos de controlo de matos não-destrutivos (isto é, que protegem o solo da erosão, como o uso de corta-matos), também com apoio técnico (Figura 3). Foram recolhidas amostras de solo numa rede de parcelas que abarcou solos de xistos e granitos e que tinham sido sujeitas a controlo de matos com corta-matos e com grade, em vários sistemas agroflorestais e

[4] Produzida no Projeto "LIFE Food & Biodiversity", em que o IST foi parceiro e financiado pelo Programa LIFE da União Europeia.

[5] Produzida no âmbito do Projeto "ModelMeat", coordenado pela Terraprima – Serviços Ambientais e financiado pelo Portugal 2020.

[6] Projetos da Terraprima – Serviços Ambientais financiados pelo Fundo Português de Carbono entre 2009 e 2014.

Figura 3 – Controlo de matos não-destrutivo

Fonte: Terraprima

diferentes situações topográficas e de exposição. Na ausência de um histórico de medições de MOS, calculou-se o fator de sequestro de carbono considerando o último ano em que o solo foi mobilizado com métodos destrutivos, obtendo-se um valor de 3,6 t CO_2 por ha e por ano (Valada *et al*., 2012). Foi conseguida a adesão de 400 agricultores, num total de 80 000 ha e o sequestro de 0,5 Mt de CO_2.

Temos também envidado esforços para encontrar uma metodologia sistemática, expedita e de baixo custo para os agricultores usarem de forma eficiente a análise da MOS nas suas explorações, avaliando o custo-benefício das suas práticas de gestão do solo, como estas afetam a MOS ao longo do tempo e a capacidade das pastagens como sumidouros de carbono. Esta avaliação requer um levantamento de amostras de solos rápido e em massa, capaz de cobrir de forma rentável grandes áreas e avaliar a heterogeneidade espacial para a aplicação de recomendações de gestão diferenciadas. Este método irá utilizar espectroscopia no visível e no infravermelho-próximo (VNIR), utilizando sensores de campo e imagens de satélite. Como fim último, pretende-se reduzir o custo de amostragem deste parâmetro para aumentar a periodicidade, densidade e cobertura espacial da amostragem e análise[7].

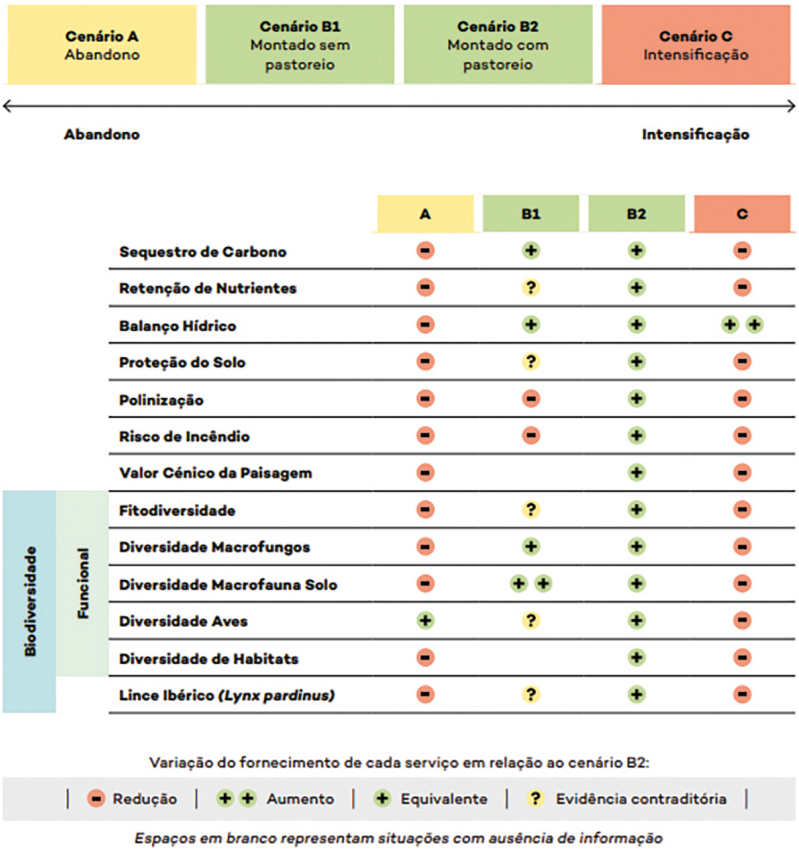
Quanto a serviços de ecossistema (SE) em geral, coliderámos um exercício[8] em que, inicialmente, o conjunto de SE fornecidos pelo sistema de montado com pastoreio extensivo foram identificados e priorizados com base na opinião de especialistas e revisão documental, tendo em conta três critérios principais: (1) Relevância para a sociedade; (2) Impacto no sector agroflorestal; (3) Disponibilidade de informação (potencial). De seguida, e com base na realidade de gestão do montado em Portugal, foram delineados dois cenários de evolução do sistema (abandono e intensificação pecuária) e dois cenários de gestão (com e sem pastoreio extensivo), num gradiente de modelos de gestão que varia entre o abandono e a intensificação pecuária, para comparar os diferentes sistemas quanto ao seu potencial de fornecimento dos SE prioritários (identificados como explicado acima). Finalmente, realizou-se uma revisão sistemática da literatura para recolher informação quantitativa e qualitativa sobre o aprovisionamento dos SE prioritários nos diferentes cenários, bem como o seu valor económico (Marta-Pedroso *et al*., 2020). A apreciação qualitativa indicou uma redução no fornecimento de praticamente todos os SE, quer

A apreciação qualitativa indicou uma redução no fornecimento de praticamente todos os SE, quer no caso de abandono quer no caso de intensificação pecuária do sistema, quando comparados com o cenário de manutenção do montado com pastoreio extensivo .

[7] Grupo Operacional GO SOLO, coordenado pela Terraprima – Serviços Ambientais e financiado pelo PDR 2020.

[8] No Projeto "ECOPOL - Internalização da Narrativa Funcional do Montado na formulação, acompanhamento e avaliação das políticas de Desenvolvimento Rural", coordenado pela UNAC e pelo IST e financiado pelo PDR 2020.

Figura 4 – Síntese da apreciação qualitativa do fornecimento dos SE prioritários nos diferentes cenários analisados



Fonte: Projeto ECOPOL

no caso de abandono quer no caso de intensificação pecuária do sistema, quando comparados com o cenário de manutenção do montado com pastoreio extensivo (Figura 4).

3. Valoração económica dos impactos ambientais e dos serviços de ecossistema

Quanto à valoração e valorização económica das pastagens extensivas e dos produtos a elas associados (sobretudo da carne), são de referir vários exemplos.

Em 2007[9], foram efetuados inquéritos a consumidores (1 718 entrevistas pessoais) em pequenas e médias lojas que demonstraram que 79,3% dos inquiridos estavam dispostos a pagar aproximadamente 3,50 €/kg a mais por carne certificada com um selo de sustentabilidade (10 €/kg era o preço de referência para a carne convencional). A curva da procura produzida para carne com este selo mostrou que o consumo doméstico mensal seria reduzido em 0,8 kg por cada euro adicionado ao preço. Outro inquérito telefónico revelou que 83% da população estaria disposta a pagar mais (1,5 €/kg em média na amostra) por carne bovina de um animal que não é estabulado após o desmame. A qualidade da carne foi a principal razão dada para tal, seguida do bem-estar animal (Marta-Pedroso *et al*., 2010).

Nos projetos envolvendo as PSB e o controlo de matos não-destrutivo atrás referidos, o serviço ambiental prestado por estes agricultores foi-lhes remunerado (emitindo estes, para o efeito, uma fatura de prestação deste serviço) e, praticamente tão importante quanto a remuneração, foi-lhes prestado apoio técnico próximo na aplicação destas técnicas. Na implementação de PSB, os agricultores receberam até 150 €/ha (sementeiras efetuadas em 2009) e 140 €/ha (sementeiras efetuadas em 2010), tendo este valor resultado de negociação entre a entidade responsável pela gestão administrativa e apoio técnico aos agricultores e o Fundo Português de Carbono. Para a análise contrafactual, foi também estimada, com regressão logística, a área de PSB que seria implementada na ausência do projeto. Subtraindo-se esta área à área estimada de implementação como resultado do projeto, obteve-se a estimativa da área adicional. Esta área foi tida em conta no pagamento por hectare, sendo a resultante redução deste pagamento

[9] No Projeto "EXTENSITY - Sistemas de Gestão Ambiental e de Sustentabilidade na Agricultura Extensiva", coordenado pelo IST e financiado pelo Programa LIFE da União Europeia.

aplicada a todos os agricultores (Teixeira, 2010). Na alteração para métodos de controlo de matos não-destrutivos, os agricultores receberam 40 €/ha depois da realização da intervenção, tendo-se para o efeito estimado previamente a área em que os matos já estavam a ser controlados com métodos não-destrutivos. O valor a remunerar foi, também, resultado de negociação.

No exemplo de avaliação dos SE do montado atrás descrito, para três dos SE prioritários (nomeadamente Sequestro de Carbono, Retenção de Nutrientes e Proteção do Solo) foi ainda possível quantificar a alteração no seu fornecimento entre os diferentes cenários. Assim, foi estimada a variação económica associada à alteração no fornecimento dos SE quer por abandono quer por intensificação pecuária do sistema de montado com pastoreio extensivo. O método usado foi o de transferência de valor (que transfere informação existente para novos contextos, com os ajustamentos necessários). Neste caso, a informação existente usada foi a seguinte:

- O custo evitado, que se refere ao valor do prejuízo evitado por via do fornecimento do serviço de ecossistema. No caso da Proteção do Solo, trata-se do custo de repor o solo erodido, e no caso da Retenção de Nutrientes, do custo de se purificar a água contaminada pela lixiviação de azoto.
- O preço sombra, que se refere à estimativa do preço de carbono necessário para se atingir um determinado objetivo de redução de emissões num contexto de políticas climáticas. Aqui considerou-se o preço necessário para atingir as metas acordadas no Acordo de Paris para valorização do serviço de Regulação Climática por via do Sequestro de Carbono.

Concluiu-se que a perda destes três SE por abandono da gestão do montado representa um custo anual de 194 €/ha no caso dos montados de sobro e de 112 €/ha no caso dos montados de azinho. No cenário alternativo de intensificação destes sistemas agroflorestais, nomeadamente por aumento excessivo do encabeçamento pecuário, o custo anual calculado ascende a 338 €/ha no montado de sobro e a 256 €/ha no montado de azinho (Marta-Pedroso *et al*., 2020). Com base nestes resultados, foram propostos dois modelos de remuneração dos serviços de ecossistemas: um eco-regime (novo mecanismo previsto na PAC 2021-2027) e um compromisso ambiental e climático. Em ambos os casos, há compromissos de boas práticas com base científica relevante, assumidos pelos produtores florestais na gestão dos montados.

Prevê-se, no contexto do IST e da Terraprima, um desenvolvimento considerável na investigação científica da modelação integrada das PSB, visando a compreensão integrada do sistema solo-planta-animal.

Participámos, também, num projeto[10] em que foi construída uma ferramenta de apoio à decisão, baseada em indicadores, para avaliar e comparar os sistemas de produção animal europeus de acordo com os benefícios e custos induzidos por inovações, sendo as PSB uma das inovações abordadas. Alguns indicadores foram facilmente quantificados (por exemplo, a autossuficiência alimentar de uma exploração agrícola ou a fração de subsídios no rendimento do agricultor) e outros foram mais subjetivos (por exemplo, o stresse apreendido pelo agricultor). Os sistemas de produção foram caracterizados por uma carteira custo-benefício (desempenho dos sistemas de produção animal nos diferentes temas da sustentabilidade) e foram usados modelos para simular os impactos quantitativos das práticas de inovação em diferentes escalas (da exploração agrícola à região). Foi também efetuada consulta a especialistas para se avaliar qualitativamente os impactos, a fim de considerar também mecanismos e indicadores que não podiam ser medidos.

[10] Projeto "Animal Future", em que a IST-ID foi parceira e financiado pela FCT.

4. Perspetivas futuras

Prevê-se, no contexto do IST e da Terraprima, um desenvolvimento considerável na investigação científica da modelação integrada das PSB, visando a compreensão integrada do sistema solo-planta-animal. A avaliação ambiental, nomeadamente o impacto nas alterações climáticas (emissão de GEE) e eutrofização (lixiviação) deste sistema de produção, deverá ser, também, um resultado da aplicação desta abordagem. A ACV deverá continuar a ser um método privilegiado de avaliação ambiental, por forma a incluir tanto efeitos diretos como indiretos.

Esta investigação poderá contribuir, a longo prazo, para: eliminar a divisão entre sustentabilidade ambiental e produtividade, predominante, p. ex., nos Programas de Desenvolvimento Rural (Eixo I *vs*. Eixo II) da Política Agrícola Comum; estabelecer uma colaboração amplamente interdisciplinar, compreendendo cientistas e engenheiros das áreas da agronomia, pecuária, ecologia, economia, sociologia, engenharia eletrotécnica, ciência dos dados e matemática aplicada; estabelecer parcerias globais de investigação, garantindo a entrada de conhecimento obtido a partir do solo em diferentes situações agroecológicas e de conhecimento científico específico.

Referências Bibliográficas

Agência Portuguesa do Ambiente (2020). Portuguese National Inventory Report on Greenhouse Gases, 1990 – 2018. Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol.

Almeida, M., C. Azeda, N. Guiomar, and T. Pinto-Correia (2016). The effects of grazing management in montado fragmentation and heterogeneity. *Agroforestry Systems* 90:69–85.

Asner, G. P., A. J. Elmore, L. P. Olander, R. E. Martin, and A. T. Harris (2004). Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annual Review of Environment and Resources* 29:299.

Balmford, A., Amano, T., Bartlett, H., Chadwick, D., Collins, A., Edwards, D., Field, R., Garnsworthy, P., Green, R., Smith, P., Waters, H., Whitmore, A., Broom, D.M., Chara, J., Finch, T., Garnett, E., Gathorne-Hardy, A., Hernandez-Medrano, J., Herrero, M., Hua, F., Latawiec, A., Misselbrook, T., Phalan, B., Simmons, B.I., Takahashi, T., Vause, J., zu Ermgassen, E., Eisner, R. (2018). The environmental costs and benefits of high-yield farming. *Nature Sustainability* 1, 477-485.

EEA (2003). EEA core set of indicators - Revised version April 2003 - Adopted version for ECCAA countries May 2003. European Environment Agency (EEA), Copenhagen, Denmark.

Eurostat (2018). Eurostat - Statistical office of the European Union. http://ec.europa.eu/eurostat.

FAO (2020). Biodiversity and the livestock sector – Guidelines for quantitative assessment – Version 1. Rome, Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership (FAO LEAP). https://doi.org/10.4060/ca9295en.

Marta-Pedroso, C., Laporta L., Santos Silva C. (2020). ECOPOL: Internalização da narrativa funcional do Montado na formulação, acompanhamento e avaliação das políticas de Desenvolvimento Rural. Estudo financiado pelo PDR2020 (anúncio n.º 1/ operação 20.2.3/2018). Coordenadores: Domingos, T., Gonçalves Ferreira, A., Silveira, P., Tenreiro, P. Edição: Instituto Superior Técnico & UNAC, Lisboa e Coruche.

Marta-Pedroso, C., Marques, G.M., Domingos, T. (2010). Estimating demand for guaranteed sustainability labeled beef. 119th European Association of Agricultural Economists Seminar, June 30–July 2, Capri, Naples (Italy).

Navarro, L., Pereira, H. (2012). Rewilding Abandoned Landscapes in Europe. *Ecosystems* 15 (6). DOI: 10.1007/s10021-012-9558-7.

Pelletier, N., Pirog, R., Rasmussen, R. (2010). Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agricultural Systems* 103, 380-389.

Plieninger, T., T. Hartel, B. Martín-López, G. Beaufoy, E. Bergmeier, K. Kirby, M. J. Montero, G. Moreno, E. Oteros-Rozas, and J. Van Uytvanck (2015). Wood-pastures of Europe: Geographic coverage, social–ecological values, conservation management, and policy implications. *Biological Conservation* 190:70–79.

Poore, J., Nemececk, T. (2018). Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science* 6392, pp. 987-992. DOI: 10.1126/science.aaq0216.

Portuguese Environmental Agency (2020). Portuguese National Inventory Report on Greenhouse Gases, 1990 – 2018. Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol.

Rook, A. J., B. Dumont, J. Isselstein, K. Osoro, M. F. WallisDeVries, G. Parente, and J. Mills (2004). Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures - a review. *Biological Conservation* 119:137–150.

Santos-Silva, J., Alves, S. P., Francisco, A., Portugal, A. P., Almeida, J., Fialho, L., Jerónimo, E., Bessa, R. J. B. (2020). Effects of a high-fibre and low-starch diet in growth performance, carcass and meat quality of young Alentejana breed bulls. *Meat Science* 168, 108191, ISSN 0309-1740. https://doi.org/10.1016/j.meatsci.2020.108191.

Simões, M. P., A. F. Belo, M. Fernandes, and M. Madeira (2016). Regeneration patterns of Quercus suber according to montado management systems. *Agroforestry Systems* 90:107–115.

Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T. D., Castel, V., & de Haan, C. (2006). Livestock's long shadow: environmental issues and options. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Teillard, F., A. Anton, B. Dumont, J. A. Finn, B. Henry, D. M. Souza, P. Manzano, L. Milà i Canals, C. Phelps, M. Said, S. Vijn, and S. White (2016). A review of indicators and methods to assess biodiversity – Application to livestock production at global scale. Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.

Teixeira, R. (2010). Sustainable Land Uses and Carbon Sequestration: the Case of Sown Biodiverse Permanent Pastures Rich in Legumes. Dissertação para obtenção do Grau de Doutor em Engenharia do Ambiente. Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa.

Teixeira, R. F. M., Proença, V., Crespo, D., Valada, T., & Domingos, T. (2015). A conceptual framework for the analysis of engineered biodiverse pastures. *Ecological Engineering*, 77, 85-97.

Teixeira, R., Domingos, T., Costa, A.P.S.V., Oliveira, R., Farropas, L., Calouro, F., Barradas, A.M., Carneiro, J.P.B.G. (2011). Soil Organic Matter Dynamics in Portuguese Natural and Sown Rainfed Grasslands, *Ecological Modelling* 222, 993-1001.

Thórhallsdóttir, A. G., Á. D. Júlíusson, and H. Ögmundardóttir (2013). The sheep, the market, and the soil: Environmental destruction in the Icelandic Highlands, 1880-1910. Pages 155–173 in D. Jorgensen and S. Sörlin, editors. Northscapes: History, Technology, and the Making of Northern Environments. UBC Press, Vancouver, BC.

Valada, T., Teixeira, R., Martins, H., Ribeiro, M., Domingos, T. (2012). Grassland management options under Kyoto Protocol Article 3.4 - The Portuguese case study. *Options Méditerranéennes*, A, no. 102, 53-56.

Agradecimentos

Os autores e as entidades a que estão afiliados agradecem às entidades financiadoras dos projetos referidos no texto: Fundação para a Ciência e Tecnologia, Fundo Português de Carbono, Programa de Desenvolvimento Rural 2014-2020, Programa Horizon 2020 da União Europeia (ERA-Net SusAn), Programa LIFE da União Europeia e Portugal 2020.

N.º 23 〉 agosto de 2021

OBSERVATÓRIO

CULTIVAR

Fig. ***FORMAR PELA INSTRUÇÃO, DESENVOLVER.***

A agricultura de conservação e os seus impactos: experiências com algumas metodologias de avaliação utilizando indicadores

MANUEL GÓMEZ ARIZA E ÓSCAR VEROZ GONZÁLEZ

Asociación Española Agricultura de Conservación – Suelos Vivos (AEAC-SV), IFAPA, Espanha

1. Introdução – impactos da agricultura

Atualmente, a mobilização é o sistema de gestão do solo mais utilizado pelos agricultores espanhóis. Segundo estatísticas do Ministério da Agricultura (MAPA, 2021), nas principais culturas arvenses extensivas, este tipo de gestão do solo é aplicado em 88,9% da superfície, sendo essa percentagem de 57,9% nas culturas permanentes (lenhosas). A mobilização é realizada para controlar ervas daninhas, melhorar a infiltração e preparar a cama de sementeira.

No entanto, a mobilização tem efeitos adversos tanto no solo da exploração como no ambiente. Destrói a estrutura do solo e quebra a sua continuidade porosa, alterando a relação entre macro e micro-poros, expondo o solo aos efeitos meteorológicos e aumentando assim o risco de erosão e escorrimento, o que leva à perda de um dos mais importantes ativos da nossa atividade económica.

A jusante, esta erosão tem o efeito oposto. Quando a água de escorrimento perde velocidade, as partículas do solo sedimentam, provocando alteração do perfil (as partículas mais finas permanecem no topo, criando crostas) e obstrução de infraestruturas (valas, reservatórios, etc.). Além da perda de solo devido à erosão, a água arrasta fertilizantes e produtos fitossanitários, com o risco que isso implica para o ambiente.

Por outro lado, o consumo de combustível nas operações com máquinas, juntamente com a desintegração de agregados do solo, onde o CO_2 se acumula, e a sobre-exposição do carbono orgânico (que oxida mais rapidamente) produzem emissões de CO_2 para a atmosfera, contribuindo para as alterações climáticas.

Em resposta a estes problemas, foram desenvolvidas técnicas de agricultura de conservação (AC). Esta define-se como um sistema de produção agrícola sustentável que inclui um conjunto de práticas agronómicas adaptadas às exigências da cultura e às condições locais de cada região, cujas técnicas de cultivo e gestão do solo o protegem da erosão e degradação, melhoram a sua qualidade e biodiversidade e contribuem para a preservação dos recursos naturais, água e ar, sem contudo reduzirem os níveis de produção das explorações agrícolas.

Esta definição está em consonância com organizações internacionais como a FAO (2021a). Os efeitos positivos da AC vêm sendo amplamente estudados e divulgados pela comunidade científica há décadas: em termos de erosão (McGregor *et al*., 1990), no que respeita ao aproveitamento da água (Blanco-Canqui e Lal, 2007) e respetiva qualidade (Jordan e Hutcheon, 1997), na melhoria da biodiversidade (Valera Hernández *et al*., 1997) e na luta contra as alterações climáticas (Lal, 2005; González Sánchez *et al*., 2012; Carbonell Bojollo *et al*., 2011). Há também estudos sobre a viabilidade económico-produtiva (Cantero *et al*., 2003; Van den Putte *et al*., 2010) e sobre a necessidade de alterar o modelo agrícola devido aos problemas causados pela degradação do solo (Bakker *et al*., 2007; Van-Camp, 2004).

A prática agronómica mais representativa da AC em culturas anuais é a sementeira direta (SD), que em Espanha é sobretudo aplicada nos cereais de inverno (cevada e trigo), nos cereais de primavera (milho), nas leguminosas em rotação com cereais (ervilha, ervilhaca) e nas oleaginosas (girassol). A prática agronómica mais representativa nas culturas permanentes é o recurso ao coberto vegetal, particularmente em olivais e pomares de citrinos e amendoeiras.

A AC é um sistema agrícola que pode hoje considerar-se global. A expansão da sementeira direta reflete-se na sua rápida aceitação por parte dos agricultores em todo o mundo, passando de 45 milhões de hectares em 1999 para mais de 200 milhões de hectares em 2021 (FAO, 2021b). A margem de crescimento é grande e esse aumento está iminente em potências mundiais como a China, ao mesmo tempo que tem havido um constante incremento de superfície em países europeus, como é o caso de Espanha. As razões para isso resultam sobretudo dos benefícios económicos da prática da AC, baseados na redução drástica das operações mecanizadas, o que implica um menor consumo de combustível e de tempo de trabalho (González Sánchez *et al*., 2010). Nesta expansão, a confiança na manutenção da produtividade em comparação com os sistemas convencionais foi sublinhada por numerosos autores (Basch *et al*., 2015; González Sánchez *et al*., 2015; Kassam *et al*., 2012).

2. Efeitos da agricultura de conservação nos aspetos ambientais, económicos e sociais

Aspetos ambientais

A gestão de culturas através de práticas de AC leva a uma melhoria dos ecossistemas agrícolas com claros benefícios tanto para o solo, como para o ar e a água (Quadro 1).

Quadro 1 – Principais benefícios ambientais da agricultura de conservação

Para o solo	Redução da erosão
	Aumento do teor em matéria orgânica
	Melhoria da estrutura e da porosidade
	Aumento da biodiversidade
	Aumento da fertilidade natural
Para o ar	Fixação de carbono
	Redução das emissões de CO_2 para a atmosfera
Para a água	Redução do escorrimento
	Melhoria da qualidade das águas superficiais e subterrâneas
	Aumento da capacidade de retenção de água

As práticas agrícolas desempenham um papel importante no controlo da erosão. Por exemplo, as taxas de perda de solo são exponencialmente reduzidas com o aumento do coberto vegetal (Gyssels *et al.*, 2005). Este dissipa a energia das gotas de chuva, minimizando o impacto direto sobre o solo, evitando a sua desintegração, reduzindo o escorrimento e evitando assim a perda de solo. Além disso, a decomposição das raízes favorece a abertura de canais que favorecem uma maior infiltração, reduzindo o escorrimento e, por consequência, os processos erosivos associados (Martínez Raya, 2005). A eficácia da proteção do solo contra a erosão será tanto maior quanto maior for a cobertura e, portanto, quanto menos resíduos vegetais forem enterrados através de operações de mobilização.

A matéria orgânica (MO) é um indicador do estado de saúde do solo: níveis elevados melhoram a coesão entre os diferentes elementos do solo, o que aumenta a sua força de ligação. Na AC, os resíduos das culturas

vão-se degradando lentamente, o que resulta num aumento do teor de MO do solo. O aumento nos primeiros centímetros do perfil incrementa as reservas de nutrientes (Gonzalez, 1997; Rhoton, 2000), que podem ir sendo libertados gradualmente a um ritmo diferente do que nos solos mobilizados (Fox e Bande, 1987).

A prática da AC implica diversos benefícios em termos das propriedades físicas do solo, o que contribui para a melhoria da sua estrutura, como a distribuição da dimensão dos agregados, o diâmetro médio ponderado e o índice de agregação (López-Garrido, 2010). Assim, como o solo permanece inalterado graças à supressão das operações de mobilização, a criação de galerias é favorecida em resultado da degradação das raízes, o que juntamente com a maior quantidade de minhocas num solo de AC, dá origem àquilo que é conhecido como bioporos, canais preferenciais através dos quais a água se infiltra em profundidade.

A biodiversidade do solo tende a ser maior graças à presença de resíduos de culturas no solo no caso da SD, ou à existência de coberto vegetal (CV) nas culturas permanentes, o que permite ao solo ter condições de fornecer alimento e abrigo a muitas espécies animais durante períodos críticos do seu ciclo de vida. É por isso que um grande número de espécies de aves, pequenos mamíferos, répteis e minhocas, entre outros, prosperam nestas zonas.

Aspetos económicos

O principal benefício económico direto do ponto de vista do agricultor provém da redução dos custos de produção, uma vez que o rendimento das culturas em AC é semelhante ao dos sistemas convencionais (Domínguez Giménez, 1997). Existem diversos estudos e experiências em Espanha em diferentes situações agroclimáticas que corroboram esta redução de custos. González (2010) concluiu que os custos variáveis de uma cultura de girassol em AC são de 250,50 €/ha em comparação com 323,50 €/ha para uma cultura com mobilização convencional (MC). Do mesmo modo, para uma cultura de trigo duro com MC, foi obtido um custo de 501,74 €/ha, em comparação com 458 €/ha para a cultura em SD.

No âmbito do projeto LIFE+ Agricarbon, foram analisados os sistemas de MC e a SD apoiada por agricultura de precisão (AC+AP). A poupança de custos foi de 9,5% no trigo, 21,6% no girassol e 15,4% nas leguminosas.

Aspetos sociais

A redução de custos e a melhoria da rentabilidade aumenta a competitividade das explorações, tornando a atividade agrícola sustentável ao longo do tempo, fixando a população nas zonas rurais e criando riqueza. Se uma atividade não é economicamente sustentável, não pode ser socialmente sustentável.

Há estudos disponíveis, e.g. Arnal (2014), em que a redução do tempo de trabalho nas culturas é evidente. Somando todos os tempos de trabalho nas operações agrícolas de uma cultura (à exceção da ceifeira-debulhadora, que se pressupõe ser alugada), Arnal estimou que o tempo médio de trabalho necessário para as culturas analisadas (arvenses extensivas) utilizando a sementeira direta é de 52% do tempo necessário na agricultura convencional.

O menor número de horas de trabalho por hectare não deve ser visto como uma redução do emprego nas zonas rurais, uma vez que a utilização de mais tecnologia induz trabalho indireto e mais qualificado nas proximidades (concessionários de máquinas, oficinas, fatores de produção, etc.), transferindo emprego do setor agrícola para outros setores com maior valor acrescentado.

Outro aspeto importante em termos sociais é que, ao exigir uma formação mais completa do agricultor, resulta numa maior consciência ambiental, uma vez que ele passa a estar consciente dos riscos que a atividade agrícola implica e a conhecer técnicas para os reduzir.

3. Avaliação da sustentabilidade agrícola através da utilização de indicadores: algumas experiências

Há, atualmente, na sociedade europeia um interesse crescente em tentar melhorar a relação entre produ-

ção agrícola e ambiente, o que passa pela inclusão da sustentabilidade ambiental nas prioridades comunitárias, através da recuperação, preservação e melhoria da biodiversidade e da qualidade da água e do solo nos ecossistemas relacionados com a agricultura (PAC, 2014-2020).

Existe um amplo consenso sobre a definição de "sustentabilidade agrícola" como uma atividade que satisfaz permanentemente um determinado conjunto de condições, durante um período de tempo indefinido. Estas condições estão relacionadas com o caráter multidimensional inerente ao conceito de desenvolvimento sustentável (World Commission on Environment and Development – WCED, 1987), para cuja consecução devem ser satisfeitos os três pilares de uma atividade sustentável (Elkington, 1998; Pope *et al.*, 2004): ser economicamente viável (pilar económico); manter ou melhorar as condições e a vida dos trabalhadores rurais – riqueza gerada (pilar social); e proteger e até melhorar o ambiente pela proteção do capital natural (pilar ambiental).

Apesar da clara delimitação do conceito de sustentabilidade agrícola em três pilares, a sua quantificação através de indicadores é muito complexa (Bockstaller *et al*., 2009). Isto deve-se principalmente à heterogeneidade do processo de monitorização (Angevin *et al.*, 2017): diferentes contextos espaciotemporais, diferentes sistemas de cultivo e a possibilidade de fazer avaliações sobre a realidade atual ou cenários futuros. A isto, deve-se acrescentar a complexidade de interpretar a combinação de indicadores exigida neste tipo de análise (Gómez-Limón e Sánchez-Fernández, 2010). A tendência atual é a de utilizar indicadores relacionados para conseguir obter um indicador composto, como acontece no caso das metodologias aplicadas por Stockle *et al.* (1994), Andreoli e Tellarini (2000), Pizzaroli e Castellini (2000), Sands e Podmore (2000), Rigby *et al.* (2001), Van Calker *et al.* (2006) e Hajkowicz (2006).

As dificuldades apresentadas explicam por que razão, não obstante o amplo consenso académico sobre a necessidade de uma avaliação da sustentabilidade agrícola (Coteur *et al.*, 2016), não há acordo sobre a melhor forma de o fazer (Lichtfouse *et al.*, 2009). Isso acontece, apesar de esse ser um requisito inevitável na conceção de políticas agrícolas e ambientais (Coteur *et al.*, 2016), uma vez que a sustentabilidade agrícola é uma garantia de futuro para as explorações agrícolas. Surgiram assim diversas publicações científicas em que se tenta avaliar a sustentabilidade agrícola através de índices (Binder *et al.*, 2010) e modelos (Paracchini *et al.*, 2015, Angevin *et al.*, 2017).

Seguem-se algumas das experiências da AEAC-SV em projetos relacionados com sustentabilidade agrícola, através da aplicação de boas práticas agrícolas (BPA) e sua avaliação por meio de indicadores.

Projeto INSPIA: Iniciativa Europeia para uma Agricultura Produtiva e Sustentável (desde 2013)[1]

A metodologia proposta nesta iniciativa visa reduzir as dificuldades acima descritas, com base na identificação da importância a nível da exploração agrícola do grau de realização de cada um dos três pilares em que se baseia a sustentabilidade agrícola: económico, social e ambiental. O seu principal objetivo é desenvolver uma equação/fórmula empírica para avaliar o grau de sustentabilidade de qualquer exploração agrícola no contexto europeu. Assim, a INSPIA dota os agricultores europeus de um "índice de sustentabilidade agrícola" que lhes permite obter uma agricultura produtiva sustentável através da monitorização de diferentes tipos de indicadores de sustentabilidade (31 indicadores). Para isso, foram utilizados indicadores económicos, sociais e ambientais de modo a detetar os aspetos em que é necessária uma mudança para melhorar a sustentabilidade de uma determinada exploração agrícola.

Devido à inter-relação ambiental-social-económica, a INSPIA pode ser vista como um índice de natureza

[1] https://inspia-europe.eu/

holística para apoiar o desenvolvimento de regulamentação futura. É uma fonte de dados e números que podem ser utilizados como referência na formulação de políticas e legislação, tanto agrícolas como ambientais. A INSPIA procura promover e divulgar um conjunto de boas práticas de gestão agrícola (15 Best Management Practices – BMP). Algumas destas práticas estão relacionadas com a gestão do solo e das culturas; outras com a gestão dos fatores de produção agrícolas e sua aplicação; e, por último, um grupo final de BMP destina-se à melhoria dos habitats e à proteção ambiental.

LIFE+ CLIMAGRI (LIFE13 ENV/ES/000541): Boas práticas agrícolas face às alterações climáticas: integração de estratégias de mitigação e adaptação (2014-2018)[2]

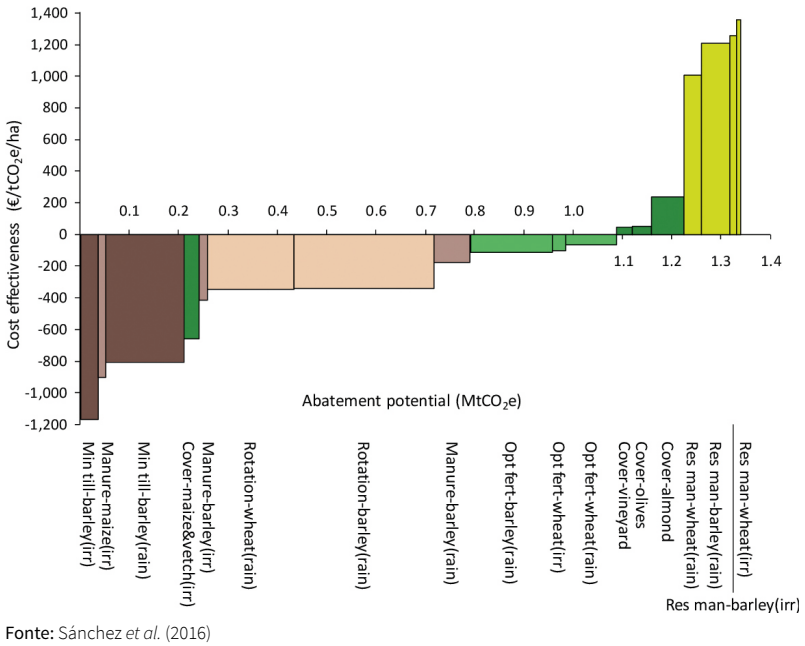
O objetivo global do projeto era estabelecer estratégias de gestão agronómica para culturas extensivas que contribuíssem para a mitigação das alterações climáticas e a adaptação das culturas às condições climáticas presentes e futuras, e que, simultaneamente, servissem para promover e desenvolver as políticas e a legislação ambientais da UE e dos seus Estados-Membros, no que diz respeito às alterações climáticas.

O projeto considerou um conjunto de boas práticas agrícolas (10 BPA), que foram avaliadas através de indicadores, obtendo-se os seguintes resultados principais:

- Redução das emissões de gases com efeito de estufa (GEE) do solo: as parcelas com um maior número de BPA aplicadas reduziram as emissões de CO_2 em 48% e as emissões de N_2O em 2-10%, em comparação com as parcelas sem BPA.
- Aumento do sequestro de carbono nas parcelas com maior aplicação de BPA: aumento de 8% em comparação com as parcelas geridas convencionalmente, o que representa um aumento médio anual de 1,16 t/ha de carbono.
- Redução das emissões de CO_2 ligadas ao consumo de energia de até 35%, com uma redução média de 32% ao longo dos 4 anos do projeto, o que significa emitir menos 15,11 t CO_2/ha do que com a gestão convencional.

Um dos aspetos a considerar ao avaliar a adequação de uma BPA como medida a aplicar na agricultura europeia é a relação custo-eficácia dessa aplicação. No caso em questão, uma abordagem que pode ter interesse para esta análise é o estudo, para cada BPA, da relação entre o custo associado à redução de uma tonelada de CO_2 e a quantidade de emissões de CO_2 evitada. Um exemplo deste tipo de análise é a curva de custos de redução de CO_2 apresentada por Sánchez *et al.* (2016) para várias práticas agrícolas, incluindo algumas das propostas no LIFE+ Climagri (Figura 1).

Figura 1 – Custos da redução de CO_2 para práticas de mitigação das alterações climáticas em Aragão



Fonte: Sánchez *et al.* (2016)

[2] https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=4902&docType=pdf

Um exercício semelhante ao realizado por Sánchez *et al.* (2016) foi realizado na exploração-piloto do projeto. Os dados obtidos mostram que quanto maior for o número de BPA aplicadas, maior será a poupança por tonelada de CO_2 sequestrado, e maior será o potencial de sequestro de CO_2. É também interessante notar como a margem bruta aumenta, quando se passa de um sistema de gestão convencional para cada uma das opções aplicadas na exploração, sendo a que tem o maior número de BPA a que mostra mais vantagens neste aspeto.

LIFE AGROMITIGA (LIFE17 CCM/ES/000140): Desenvolvimento de estratégias de mitigação das alterações climáticas através de uma agricultura inteligente em termos de carbono (desde 2018, atualmente em desenvolvimento)[3]

O projeto Life Agromitiga promove o desenvolvimento de sistemas de gestão que mitiguem as alterações climáticas através da aplicação de práticas de agricultura de conservação, para em seguida verificar as quantidades de carbono sequestrado graças a estas práticas.

Os objetivos do projeto são:

- Melhorar o conhecimento sobre o teor de carbono do solo.
- Conceber e aplicar uma metodologia de cálculo da pegada de carbono para a fase agronómica das culturas, que possa ser integrada nas normas internacionais de verificação e cálculo da pegada de carbono.
- Desenvolver uma ferramenta tecnológica para avaliar e quantificar o aumento do carbono no solo devido a melhores práticas, que servirá de base para o desenvolvimento e monitorização de políticas ligadas às alterações climáticas e ao comércio de emissões.
- Demonstrar a capacidade da agricultura de conservação na redução das emissões de GEE na bacia mediterrânica.
- Favorecer a transição para sistemas de gestão do solo que mitiguem as alterações climáticas, através da formação e sensibilização dos agentes do setor agrícola.
- Divulgar e transferir a experiência adquirida e a filosofia de gestão do solo para regiões semelhantes do Mediterrâneo.

[3] https://lifeagromitiga.eu/

Bibliografía

Andreoli, M. and Tellarini, V., (2000). Farm sustainability evaluation: methodology and practice. Agriculture, Ecosystems and Environment 77 (1), 43–52.

Angevin, F., Fortino, G., Bockstaller, C., Pelzer, E., and Messéan, A., (2017). Assessing the sustainability of crop production systems: Toward a common framework?. Crop Protection. 1-10.

Arnal Atares, P., (2014). Ahorro energético, de tiempos de trabajo y de costes en Agricultura de Conservación. Agricultura de Conservación 27, 36-43.

Bakker, M. M., Govers, G., Jones, R. A., Rounsevell, M. D. A., (2007). The effect of soil erosion on Europe's crop yields, *Ecosystems*. 10, 1209–1219.

Blanco-Canqui, H., Lal, R., (2007a). Impacts of long-term wheat straw management on soil hydraulic properties under no-tillage. *Soil Science Society of America Journal*. 71 (4), 1166-1173.

Blinder C.R., Feola, G. and Streinberger, J.K., (2010). Considering the normative, systemic and procedural dimensions in indicator-based sustainability assessment in agricultural. Environmental Impact Assessment. Rev 30, 71-81.

Bockstaller, C. and Guichard, L., (2009). Comparison of methods to assess the sustainability of agriculture systems: a review. Agronomy for Sustainable Development. 29, 223-235.

Cantero-Martínez, C., Angas, P., Lampurlanes, J., (2003). Growth, yield and water productivity of barley (hordeum vulgare l.) affected by tillage and N fertilization in Mediterranean semiarid, rainfed conditions of Spain. *Field Crops Research*. 84, 341–357.

Carbonell-Bojollo, R., González-Sánchez, E. J., Veroz-González, O. Ordóñez-Fernández, R., (2011). Soil management

systems and short term CO_2 emissions in a clayey soil in southern Spain. *Science of the Total Environment*. 409, 2929-2935.

Dominguez Giménez, J. (1997). El Laboreo de conservación en cultivos anuales: efecto sobre la producción. En Agricultura de Conservación. Fundamentos agronómicos, medioambientales y económicos. L García Torres y P. González Fernández (ed). 271-286.

Elkington, J., (1998). Partnerships from cannibals with forks: the triple bottom line of 21st-century business. Environ. Qual. Manag. 8, 37e51. http://dx.doi.org/10.1002/tqem.3310080106.

FAO, (2021a). Conservation Agriculture. Visitado el 20 Julio de 2021. http://www.fao.org/ag/ca/6c.html.

FAO, (2021b). http://www.fao.org/news/story/es/item/1412745/icode/.

Gómez-Limón, J.A. and Sanchez-Fernandez, G., (2010). Empirical evaluation of agricultural sustainability using composite indicators. Ecological economics, 69(5), 1062-1075.

Fox, R. H.; Bandel, V.A., (1987). Nitrogen utilization with no-tillage. En: Spragne, M. A y Triplett, G. B. (ed). *Mo tillage and surface tillage agriculture*. Wiley interscience publication. New York, 115-148.

González, E. J.; Pérez, J. J.; Gómez, M.; Márquez, F.; Veroz, O., (2010). Sistemas agrarios sostenibles económicamente: el caso de la siembra directa. *Vida Rural 312*. Madrid. 24-27.

González-Sánchez, E. J., Ordóñez-Fernández, R., Carbonell--Bojollo, R., Veroz-González, O., Gil-Ribes, J. A., (2012). Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture. *Soil and Tillage Research*, 122, pp. 52-60.

González, P., (1997). Efecto del laboreo sobre la materia orgánica y las propiedad químicas del suelo. En: García, L. y González, P. (ed) Agricultura de Conservación AEAC/SV. Córdoba, 41-49.

Jordan V. W. L., Hutcheon, J. A., (1997). Alternative farming method (arable): a study of the effect of an integrated arable management system on level of herbicide and nutrients reaching "controlled waters". *Journal Environment Agency*, Technical Report No. P17, Bristol.

Lal, R., (2005). Enhancing crop yields in the developing countries through restoration of the soil organic carbon pool in agricultural lands. *Land Degrad*. Dev. 17, 197–209.

López-Garrido, S., Madejón, E., Murillo, J. M., Moreno, F., (2010). Soil quality alteration by mouldboard ploughing in a commercial farm devoted to no-tillage under Mediterranean conditions. *Agriculture, ecosystem and environment*.

MAPA, (2021). Encuesta sobre superficies y rendimientos de los cultivos 2020. Disponible en: https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/boletin2020_tcm30-564330.pdf.

Martínez Raya, A. (2005). Influencia del manejo de los suelos agrícolas en clima mediterráneo en el control de la erosión y en la disponibilidad de agua para las plantas. Control de degradación de suelos. ISBN 84-689-2620-5: 53-72.

McGregor, K. C., Bengtson, R. L., Mutchler, C. K., (1990). Surface and incorporated wheat straw effects on interrill runoff and soil erosion. Trans. ASAE. 33(2), 469–474.

Paracchini, M.L., Bulgheroni, C., Borreani, G., Tabacco, E., Banterle, A., Bertoni, D., De Paola, C., (2015). A diagnostic system to assess sustainability at a farm level: The SOSTARE model. Agricultural Systems, 133, 35-53.

Pirazzoli, C. and Castellini, A., (2000). Application of a model for evaluating the environmental sustainability of cultures in hill and mountain areas. The case of berries and fruit chestnut in Northern Italy. Agricultural Economics Review 1 (1), 57–70.

Pope, J., Annandale, D., Morrison-Saunders, A., (2004). Conceptualising sustainability assessment. Environ. Impact Assess. Rev. 24, 595–616.

Rigby, D., Woodhouse, P., Young, T. and Burton, M., (2001). Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice. Ecological Economics 39 (3), 463–478.

Rhoton, F. E., (2000). Influence of time on soil response to no-till practices. *Soil Sci. Soc. Am. J. 64*, 700-709.

Sánchez, B.; Iglesias, A.; McVittie, A.; Álvaro-Fuentes, J.; Ingram, J.; Mills, J.; Lesschen, J.P.; Kuikman, P.J., (2016). Management of agricultural soils for greenhouse gas mitigation: Learning from a case study in NE Spain. Journal of Environmental Management 170: 37-49

Sands, G.R. and Podmore, T.H., (2000). A generalized environmental sustainability index for agricultural systems. Agriculture, Ecosystems and Environment 79 (1), 29–41.

Stockle, C.O., Papendick, R.I., Saxton, K.E., Campbell, G.S. and van Evert, F.K., (1994). A framework for evaluating the sustainability of agricultural production systems. American Journal of Alternative Agriculture 9 (1–2), 45–50.

Valera Hernández F., Rey Zamora, P. J., Sánchez Lafuente, A. M., Alcántara Gámez, J. M., (1997). Efecto de los sistemas de laboreo sobre las aves, in: García Torres, L., González Fernández, P. (Eds.), Agricultura de Conservación: Fundamentos Agronómicos, Medioambientales y Económicos. Asociación Española Laboreo de Conservación/ Suelos Vivos, Córdoba, pp. 225-242.

Van Calker, K.J., Berentsen, P.B.M., Romero, C., Giesen, G.W.J., Huirne, R.B.M., (2006). Development and application of a multi-attribute sustainability function for Dutch dairy farming systems. Ecological Economics 57 (3), 640–658.

Van-Camp. L., Bujarrabal, B., Gentile, A-R., Jones, R. J. A., Montanarella, L., Olazabal, C. and Selvaradjou, S-K., (2004). Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/1, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Van den Putte, A., Govers, G., Diels J., Gillijns, K., Demuzere, M., (2010). Assessing the effect of soil tillage on crop growth: A meta-regression analysis on European crop yields under conservation agriculture. *European Journal of Agronomy*. 33 (3), 231-241.

World Commission on Environment and Development (WCED), (1987). Our Common Future. Oxford University Press, Oxford, pp. 416.

A produção animal e o desafio da sustentabilidade

OLGA MOREIRA E JOSÉ SANTOS SILVA

Estação Zootécnica Nacional, INIAV I.P.

Enquadramento

Os sistemas de produção animal enfrentam um cenário de aumento da população humana (cerca de 10 mil milhões em 2050) e aumento da prosperidade a nível global, com consequente aumento da procura de alimentos de origem animal. Paralelamente, está-se perante uma emergência climática, com uma realidade de aumento global da temperatura (+ 2º C até 2050).

A produção animal tem como principal objetivo o fornecimento de alimentos de qualidade e de outros bens indispensáveis à vida e ao bem-estar da população. O consumo global de produtos de origem animal no mundo continuará a crescer, embora com grandes assimetrias regionais. Em sociedades cada vez mais urbanizadas e afastadas do meio rural, o setor produtivo não atua diretamente na comercialização dos produtos, que é assegurada por grandes empresas que influenciam fortemente os preços. A expectativa é de que, num mercado aberto, marcado pela forte concorrência, os produtos animais sejam disponibilizados a baixo custo, garantindo o seu acesso à grande maioria da população.

Atualmente, a atividade pecuária é objeto de escrutínio intenso por parte dos diversos setores da sociedade. As preocupações gravitam em torno de questões muito diversificadas entre as quais se destacam as questões ambientais, as questões éticas da produção, a gestão dos recursos alimentares e a segurança e a qualidade dos alimentos, entre outros. Sendo questões pertinentes, constituem uma forte pressão para o setor, que terá de encontrar meios que vão ao encontro do que a sociedade exige. Portanto, o setor produtivo confronta-se atualmente com a necessidade de produzir a baixo preço para poder ser competitivo num mercado que é cada vez mais exigente em termos das condições e normas de produção.

No que se refere ao ambiente, a atividade pecuária é responsável por efeitos positivos e negativos. Os sistemas de produção animal, particularmente os ruminantes utilizadores de pastagens permanentes, geram importantes efeitos ambientais positivos como agentes da conservação da biodiversidade e do aumento da fertilidade dos solos. A utilização de subprodutos das agroindústrias nas dietas das várias espécies pecuárias pode contribuir para a redução dos custos de produção e para a valorização dos subprodutos, com redução dos impactos ambientais associados à sua eliminação ou acumulação. Contudo, a produção animal está também na origem de outros efeitos com impactos negativos no ambiente, como sejam a acidificação dos solos e as emissões de gases com efeito de estufa (GEE). Em Portugal [1] as emissões de GEE do setor agrícola equivalem

a cerca de 10,7 % das emissões nacionais, em que as emissões de metano (CH_4) correspondem a 64.6 %, as de óxido nitroso (N_2O) a 34,8 % e as de dióxido de carbono (CO_2) a 0.6 %, resultantes principalmente da fermentação entérica (51,6 %), dos solos agrícolas (31.8 %) e da gestão de efluentes pecuários (13.3 %).

Reforçar os primeiros e reduzir os impactos negativos dos segundos leva a alterações nos sistemas de produção, o que geralmente resulta num aumento dos custos. Daí que seja essencial que os instrumentos financeiros de apoio ao setor produtivo estimulem a adoção de práticas amigas do ambiente, mantendo a viabilidade económica das explorações. Nessa medida, é fundamental a existência de indicadores validados cientificamente que permitam quantificar os impactos económicos e ambientais das várias estratégias a adotar. Refira-se ainda que um elemento crítico da atual reforma da Política Agrícola Comum (PAC) será a redução do impacto ambiental do setor agrícola, onde os eco-regimes são ferramentas que, junto do setor produtivo, contribuirão para a sua sustentabilidade económica e ambiental.

A Plataforma Europeia *Animal Task Force* [2] resume os principais desafios enfrentados pelo setor pecuário europeu em quatro domínios da sustentabilidade interdependentes, alinhados com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável e consistentes com o Fórum Global para a Alimentação e a Agricultura. Para além da saúde e bem-estar animal, da segurança alimentar e nutricional e dos meios de subsistência e crescimento económico, destaca-se o domínio do Clima, biodiversidade e recursos naturais. Visa maximizar o potencial do setor pecuário para mitigação das emissões de GEE e sequestro de carbono do solo, maximizar o uso, eficiência e qualidade de recursos e minimizar as perdas de nutrientes para a água e as emissões de amoníaco**,** potenciando a utilização de forragens e de novas fontes alimentares, com redução da competição direta por recursos alimentares entre animais e humanos e explorando os nutrientes dos estrumes e de outros coprodutos do setor agroalimentar. Outra ambição é contribuir para restaurar a biodiversidade, fomentando solos agrícolas de elevado valor natural em diferentes contextos ecológicos e económicos. Inclui melhorar as funções dos sistemas pecuários através de abordagens circulares emergentes e encontrar novas interações com os sistemas de produção vegetal para melhorar a eficiência alimentar/nutricional dos animais e reduzir as emissões de GEE.

Muitos destes tópicos estão incluídos nas prioridades de inovação do INIAV, recentemente expressos em diferentes Iniciativas emblemáticas da Agenda de Inovação Terra Futura, de onde se destacam a Agricultura Circular e a Mitigação e Adaptação às Alterações Climáticas, onde os sistemas de produção animal são protagonistas e atuam como elo de ligação nos sistemas agroalimentares.

Os ruminantes são recicladores e produtores de alimentos

Os alimentos ingeridos pelos animais tornam-se disponíveis para a utilização metabólica depois do processo de digestão, pelo qual são disponibilizados os nutrientes em condições de serem absorvidos, ficando assim disponíveis para os diversos processos metabólicos associados às funções vitais e aos processos produtivos (crescimento, gestação, produção de leite, etc.). Nos ruminantes, o aparelho digestivo tem como característica ser composto por 4 compartimentos gástricos (rúmen, retículo, omaso e abomaso). Nos dois primeiros existe, em situação de simbiose com o hospedeiro, uma comunidade muito numerosa e complexa de microrganismos composta maioritariamente por bactérias (10^{10-11} mL^{-1} de fluido ruminal), mas que inclui também protozoários (10^{5-6} mL^{-1}), *archaea* (10^{8-9} mL^{-1}) e fungos (10^{6} mL^{-1}) e bacteriófagos (10^{7-9} mL^{-1}) [3].

O meio ruminal é estritamente anaeróbio e pela atividade deste microbiota torna-se possível aos ruminantes utilizar com muito maior eficiência do que as espécies de monogástricos alimentos ricos em fibra (pastagens, forragens, subprodutos agroindustriais). Neste sistema são sintetizados ácidos gordos voláteis, que são absorvidos no rúmen e constituem a principal fonte de energia para os animais. Nestes processos metabólicos são produzidas quantidades importantes de CO_2 e de hidrogénio (H_2). Para permitir que a comunidade microbiana presente no

rúmen se mantenha em funcionamento, o H_2 tem de ser removido do meio. Existem diversos mecanismos para assegurar a remoção do H_2 do meio ruminal, incluindo a conversão dos ácidos gordos polinsaturados em formas mais saturadas (bioidrogenação) e principalmente a produção de metano (CH_4) por espécies procariotas altamente especializadas (metanogénese), pertencentes ao género *archaea*, que é libertado para a atmosfera através da eructação.

A proteína e os compostos azotados presentes nos alimentos são degradados pelos microrganismos ruminais em péptidos, aminoácidos e eventualmente amoníaco (NH_3). Desta forma, essa proteína pode ser utilizada pelos microrganismos para a síntese das suas próprias proteínas (proteína microbiana) que são digeridas no abomaso e absorvidas no intestino. O NH_3 é também absorvido na corrente sanguínea através da parede ruminal ou de outras secções do tubo digestivo, convertido em ureia no fígado e o excesso eliminado na urina. Após a excreção, a ureia é rapidamente convertida em NH_3 e CO_2, constituindo a principal fonte de emissões de NH_3 volatilizado para a atmosfera. A ineficiente utilização do azoto (N) alimentar no rúmen ou a previsão inadequada das necessidades do animal em proteína degradável ou não degradável, conducente a excesso de fornecimento de N, estão diretamente relacionadas com as emissões de NH_3.

As especificidades da digestão dos ruminantes permitem que estes animais façam o aproveitamento de recursos (alimentos fibrosos) que não podem ser utilizados por outras espécies pecuárias com interesse económico, sendo reconhecidos como recicladores por natureza. Convertem alimentos de baixo valor nutritivo em proteína animal de elevada qualidade para consumo humano, a par de outros contributos importantes para as sociedades como o equilíbrio dos ecossistemas, a fertilidade dos solos, a biodiversidade e a fixação de populações, entre outros. As emissões de CH_4 e NH_3 daí resultantes são um subproduto do processo digestivo e deverão ser reduzidas tanto quanto possível, embora não possam ser totalmente eliminadas.

Estratégias para redução das emissões de metano

O CH_4 é o segundo GEE em termos da importância no efeito global sobre o ambiente. Os valores indicados pela FAO indicam que a atividade pecuária originou em 2013 cerca de 7.1 Gt equivalentes de CO_2 [4]. O metano contribuiu com cerca de 50 % do total das emissões e a espécie com maior peso nessas emissões são os bovinos (4.3 Gt equivalentes CO_2), particularmente os bovinos para a produção de carne. É frequentemente referido que o contributo do setor agropecuário para as emissões de GEE é de 14.5 %, de acordo com as estimativas da FAO [4]. Contudo, alguns autores contestam alguns dos critérios utilizados para esta estimativa [5], nomeadamente: a quantificação das emissões com os transportes; o considerar que a capacidade de retenção de calor do CH_4 é 28 vezes superior ao CO_2, não tendo em conta as diferenças no ciclo de vida dos 2 gases na atmosfera (10 anos para o CH_4 e séculos para o CO_2); e o não considerar o sequestro de carbono resultante da atividade pecuária. Revendo os dados de acordo com estes considerandos, o valor associado à atividade pecuária corresponderá a 5 % do total de emissões, dos quais 60 % têm origem na produção de ruminantes.

A Comissão Europeia estabeleceu como meta para atingir a neutralidade carbónica o ano de 2050. Nesse sentido, estamos a assistir a um esforço dos vários setores da economia na descarbonização. No que se refere à atividade agropecuária, isto passa por uma alteração dos sistemas de produção, com o objetivo de diminuir o nível de emissões provenientes dos animais, dos estrumes e dos efluentes e de aumentar o sequestro de carbono no solo. Segundo a FAO [6], a melhoria das práticas de maneio, consideradas individualmente, pode reduzir as emissões de gases, principalmente CH_4, em cerca de 30%, podendo o benefício global ser superior com a adoção de ações múltiplas e de soluções integradas.

São descritas cinco ações práticas de fácil implementação e com impactos rápidos nas emissões por sistemas pecuários, nomeadamente: aumentar a eficiência produtiva e melhorar a utilização de recur-

sos; intensificar a reciclagem e minimizar as perdas estimulando a bioeconomia circular; capitalizar soluções baseadas nos recursos naturais para aumentar as compensações de carbono; promover dietas saudáveis e sustentáveis contribuindo com proteínas alternativas; desenvolver políticas conducentes a mudanças.

A forma mais promissora de reduzir as emissões de CH_4 pelos ruminantes é por via da alimentação [7]. Promover a utilização de dietas equilibradas e ajustadas às necessidades dos animais, que maximizem a eficiência de utilização digestiva dos alimentos e reduzam a quantidade de alimento ingerido por unidade de produto, reduz as emissões unitárias. Daí que seja importante trabalhar no sentido de melhorar a digestibilidade das forragens, por via da manipulação das espécies vegetais utilizadas, e/ou pela antecipação do momento do corte e/ou da melhoria das condições de preservação. Atualmente, dispõe-se de tecnologia que permite utilizar sementes selecionadas e diminuir a dependência das condições climáticas para a satisfação das necessidades de água das culturas, para otimizar o momento do corte e para garantir as melhores condições de conservação. Podem utilizar-se diversos suplementos alimentares que atuam na atividade ruminal e diminuem as emissões. Neste grupo incluem-se, entre outros, os probióticos, lípidos, ácidos orgânicos, enzimas e compostos secundários das plantas (taninos, saponinas, óleos essenciais) [8]. Recentemente está a ser dada muita atenção à possibilidade de utilizar macroalgas vermelhas do género espécie *Asparagopsis*, que revelaram ter um forte poder anti-metanogénico [9, 10], devido à presença na sua constituição de bromofórmio, um composto halocarbonado, que é produzido como mecanismo de defesa contra herbívoros marinhos [11]. A utilização em massa das macroalgas em dietas para bovinos não é ainda fácil de antever, mas diversas equipas de investigação no mundo estão a trabalhar no sentido de encontrar formas de suplementação com aplicação nas condições de produção.

O Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária (INIAV) está envolvido em diversas ações com parceiros nacionais com vista ao estudo de dietas que conduzam a um aumento da sustentabilidade ambiental dos sistemas de engorda de novilhos, reduzam a dependência do exterior em matérias-primas para a alimentação animal e permitam reduzir as emissões de CH_4. Nos projetos mais recentes ou ainda em curso, foram abordados os temas ligados à sustentabilidade dos sistemas de produção animal, como sejam: 1) efeitos da redução do amido, da suplementação lipídica e da incorporação de forragens nas dietas para engorda de ovinos e bovinos (https://projects.iniav.pt/valrumeat/); 2) inventariação e caracterização química e nutritiva dos subprodutos agroindustriais da região Alentejo e sua valorização em dietas para ruminantes (https://www.subpromais.pt/); 3) utilização de dietas baseadas em forragens biodiversas, com redução da incorporação de cereais na engorda de novilhos (https://projects.iniav.pt/LegforBov/). Na última fase de execução destes projetos, foi introduzida a avaliação do impacto das dietas nas emissões de GEE, recorrendo a métodos de avaliação das emissões de metano por metodologia *in vitro* e, mais recentemente, com recurso a uma unidade GreenFeed (C-Lock Inc., Rapid City, SD, EUA) (Figura 1). Trata-se de um equipamento pioneiro em Portugal, que permite fazer a determinação direta das emissões de

Figura 1 – Unidade GreenFeed

Fotografias: C-Lock Inc. (esq.), INIAV (dir.)

CO_2 e CH_4 em animais nas condições naturais de exploração ecujos resultados são reconhecidos pela comunidade científica, a par dos que se obtêm com a utilização de câmaras respiratórias ou com a técnica do marcador hexafloureto de enxofre (SF_6) [12].

Gestão de estrumes/efluentes de pecuária

As emissões de metano por estrumes ocorrem por decomposição da matéria orgânica existente, durante o armazenamento ou tratamento, em ambientes anaeróbicos, pela ação de bactérias metanogénicas. A quantidade emitida depende principalmente da existência de condições anaeróbias, durante o armazenamento do estrume, que promovam a atividade daqueles microrganismos. De acordo com a origem do estrume por espécie, a maior parte das emissões resulta de efluentes de suínos (57,5%) e de estrumes de bovinos (30,7% - 21,2% bovinos de leite e 9,48% bovinos de carne) [1].

Parte do azoto do estrume (fezes ou urinas), é emitida como óxido nitroso (N_2O) durante o respetivo maneio ou durante o armazenamento, antes da aplicação ao solo ou como consequência dos processos de nitrificação-desnitrificação que afetam o azoto amoniacal. As emissões de amoníaco dos chorumes decorrem, principalmente, da degradação da urina. Após excreção, a ureia da urina é rapidamente degradada e convertida em compostos azotados (NH_3 e NH_4^+) com impacto ambiental negativo. As emissões de NH_3 resultantes da valorização agrícola dos efluentes pecuários constituem, à data, uma parte significativa do total de emissões deste gás do setor agrícola, tornando-se, assim, necessário utilizar técnicas e sistemas de baixas emissões, associados a sistemas de aplicação a baixa pressão, tendentes a minimizar o correspondente impacto ambiental negativo [13].

As estratégias de gestão de estrumes para redução das emissões passam por estratégias alimentares/nutricionais relacionadas com uma alimentação de precisão (adaptação do fornecimento de alimento/nutrientes às necessidades dos animais nos diferentes tipos e fases de produção) associada a um aumento da eficiência digestiva (adição de fatores exógenos na dieta, tais como enzimas), para redução quer dos níveis de excreção de nutrientes particulares (p. ex. compostos azotados) quer de matéria orgânica. A jusante do sistema de produção estaremos perante estratégias de valorização dos estrumes/efluentes de pecuária, algumas delas estudadas no âmbito do Grupo Operacional GoEfluentes – Efluentes de pecuária (https://projects.iniav.pt/goefluentes/), coordenado pelo INIAV. A abordagem é a de mitigação e de valorização dos fluxos gerados na atividade agropecuária, considerando-os como uma recurso a incluir nas unidades de produção animal, agrícola e florestal, num cenário de Economia Circular e de Resíduo Zero.

As estratégias de valorização são abrangentes, indo desde a compostagem, a valorização agronómica, a digestão anaeróbia, algumas com inovação de processos e de produtos, nomeadamente o tratamento primário com *biochar*[1], para redução das emissões de GEE, em particular de N_2O, nos locais de armazenamento, ou a biodegradação por larvas de Mosca Soldado Negro (com a qual após 48 horas os odores desaparecem). Ambos os processos têm como produto final um fertilizante orgânico de elevada qualidade e, no caso do processo de biodegradação, também as larvas para extração de óleo de inseto e de concentrado proteico. Outra das vias de valorização avaliadas foi a recuperação da bioenergia contida no chorume recorrendo a digestão anaeróbia, procurando-se a otimização do processo por forma a maximizar a produção de Bio-CH_4. Esta abordagem assume um papel preponderante nas medidas para alcançar a transição energética e neutralidade carbónica no setor suinícola.

Estas estratégias são exemplo de oportunidades, focadas na Economia Circular que, para além dos impactos ambientais positivos, contribuem para a sustentabilidade económica do setor produtivo, para o qual a redução dos impactos ambientais negativos inerentes é atualmente uma prioridade.

---

[1] Carvão vegetal utilizado como corretor do solo (com origem no inglês bio- + *charcoal*, carvão vegetal).

Considerações finais

Os sistemas de produção animal desempenham funções relacionadas com a segurança alimentar e com o fornecimento de alimentos e nutrientes essenciais para o Homem. Têm capacidade para transformar recursos de muito baixo valor em produto animal (carne, leite, ovos) de elevada qualidade: proteína, ácidos gordos bioativos e micronutrientes essenciais, em particular a vitamina B12. Geram também uma gama de bens e serviços de ecossistema e de conservação da biodiversidade que contribuem para a sustentabilidade da atividade agropecuária.

As expectativas dos consumidores são cada vez maiores no que respeita a produtos saudáveis e nutritivos, amigos do ambiente, produzidos de um modo sustentável e disponíveis a custo razoável. Será importante criar oportunidades para melhorar a perceção e aceitabilidade dos consumidores, demonstrando com dados experimentais o grande esforço do setor da produção animal para o aumento da sua sustentabilidade. O desafio passará sempre pela inovação, com soluções integradas para otimização da eficiência produtiva e redução dos riscos económicos, sociais e ambientais.

Os vários atores da cadeia de valor deverão atuar como influenciadores de opinião, veiculando a realidade do setor produtivo, promovendo a aceitabilidade social e dando a conhecer a função dos sistemas de produção animal como elo de ligação na Economia Circular.

Bibliografia de suporte

1. NIR, *Portuguese National Inventory Report on Greenhouse Gases, 1990 - 2019.*, P.E. Agency, Editor. 2021: Amadora, Portugal. p. 735.
2. ATF, *A strategic research and innovation agenda for sustainable livestock sector in Europe. Suggested priorities for research for Horizon Europe to enhance innovation and sustainability in the livestock production sector of Europe's food supply chain* in *3rd White Paper of ATF*. 2021. p. 55.
3. Chaucheyras-Durand, F. and F. Ossa, *REVIEW: The rumen microbiome: Composition, abundance, diversity, and new investigative tools.* The Professional Animal Scientist, 2014. **30**(1): p. 1-12.
4. Gerber, P.J., et al., *Tackling Climate Change through Livestock. A global assessment of emissions and mitigation opportunities*. 2013, Rome: FAO-Food and Agriculture Organization of the United Nations. 139.
5. Jimenez, A., *Desmontando o mito de que os ruminantes são uma importante causa para o aquecimento global* Albeitar, 2021. **2**(Mar/Abr).
6. FAO, *Five practical actions towards low-carbon livestock*. 2019, Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome. p. 29.
7. Beauchemin, K.A., et al., *Nutritional management for enteric methane abatement: a review.* Australian Journal of Experimental Agriculture, 2008. **48**: p. 21-27.
8. Hristov, A.N., et al., *SPECIAL TOPICS—Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: I. A review of enteric methane mitigation options.* J. Anim. Sci. , 2013. **91**: p. 5045-5069.
9. Machado, L., et al., *Effects of Marine and Freshwater Macroalgae on In Vitro Total Gas and Methane Production.* PLOS ONE, 2014. **9**(1): p. e85289.
10. Kinley, R.D., et al., *Mitigating the carbon footprint and improving productivity of ruminant livestock agriculture using a red seaweed.* Journal of Cleaner Production, 2020. **259**: p. 120836.
11. Machado, L., et al., *Identification of bioactives from the red seaweed Asparagopsis taxiformis that promote antimethanogenic activity in vitro.* Journal Applyed Phycology 2016. **28**: p. 3117–3126.
12. Hristov, A.N., et al., *Symposium review: Uncertainties in enteric methane inventories, measurement techniques, and prediction models.* Journal of Dairy Science, 2018. **101**(7): p. 6655-6674.
13. CBPA, *Código de Boas Práticas Agrícolas para a redução das emissões de amoníaco*, M.d. Agricultura, Editor. 2021: Lisboa, Portugal. p. in press.

Estatísticas agroambientais na União Europeia e em Portugal, no contexto do Pacto Ecológico Europeu (*Green Deal*)

SOFIA DUARTE, RITA FARROPAS E CARLOS CARVALHO
*Instituto Nacional de Estatística (INE)**
* As opiniões expressas neste texto são da inteira responsabilidade dos autores e não coincidem necessariamente com a posição do Instituto Nacional de Estatística

Introdução

As alterações climáticas, nomeadamente os fenómenos meteorológicos extremos, os incêndios florestais, as vagas de calor e cheias, afetam cada vez mais o nosso planeta. Na União Europeia (UE) estão em curso um conjunto de iniciativas que visam travar e/ou minimizar o seu efeito.

O Pacto Ecológico Europeu, apresentado pela Comissão Europeia (CE) em dezembro de 2019, tem como objetivo ambicioso tornar a Europa no primeiro continente a atingir a neutralidade climática até 2050. Através deste compromisso, a UE propõe uma estratégia de crescimento económico nova e sustentável, promovendo o bem-estar das populações e a sua qualidade de vida, preservando a natureza e não deixando ninguém para trás.

Na sequência do Pacto Ecológico Europeu, foram traçados diversos domínios de intervenção entre os quais a Estratégia do Prado ao Prato, aprovada em Maio de 2020, promovendo uma mudança para sistemas de produção alimentar sustentáveis, amigos do ambiente e protetores da biodiversidade, através duma utilização sustentável de recursos naturais.

Neste contexto foram definidas, entre outras, metas objetivas para questões relacionadas com a agricultura e os sistemas de produção de alimentos, com resultados já para 2030:

- Redução das perdas de nutrientes em 50%, sem que a fertilidade dos solos seja afetada, apontando-se como meta uma redução da utilização de fertilizantes em, pelo menos, 20%;
- Redução até 50% do risco e da utilização de pesticidas, assim como a utilização de pesticidas classificados como mais perigosos;
- Pelo menos 25% da Superfície Agrícola Utilizada (SAU) deverá estar certificada em modo de produção biológico;
- Redução das emissões de Gases com Efeito de Estufa (GEE) até 55% abaixo dos níveis registados em 1990, visando atingir a neutralidade climática da Europa até 2050.

Para medir e monitorizar os objetivos torna-se necessário dispor de um sistema de informação sistemático, robusto e comparável ao nível da UE. Só assim será possível garantir a adequada gestão das políticas públicas, nomeadamente avaliando o seu desempenho, identificando os seus pontos fortes e fracos e, quando necessário, reajustando-as.

Apresentam-se os resultados dos indicadores agroambientais para Portugal, incluindo-se, sempre

que possível, a sua comparação com os restantes Estados-Membros (EM) e o seu posicionamento ao nível da UE. Chama-se a atenção que as metas resultantes das iniciativas estabelecidas no âmbito do Pacto Ecológico Europeu estão definidas para o agregado UE27, podendo vir a ser estabelecidos, à semelhança do que acontece com outros compromissos internacionais, acordos de partilha de esforços que possibilitem a atribuição de metas diferentes entre os Estados-Membros em função do seu contributo para a UE27.

1. Agricultura biológica

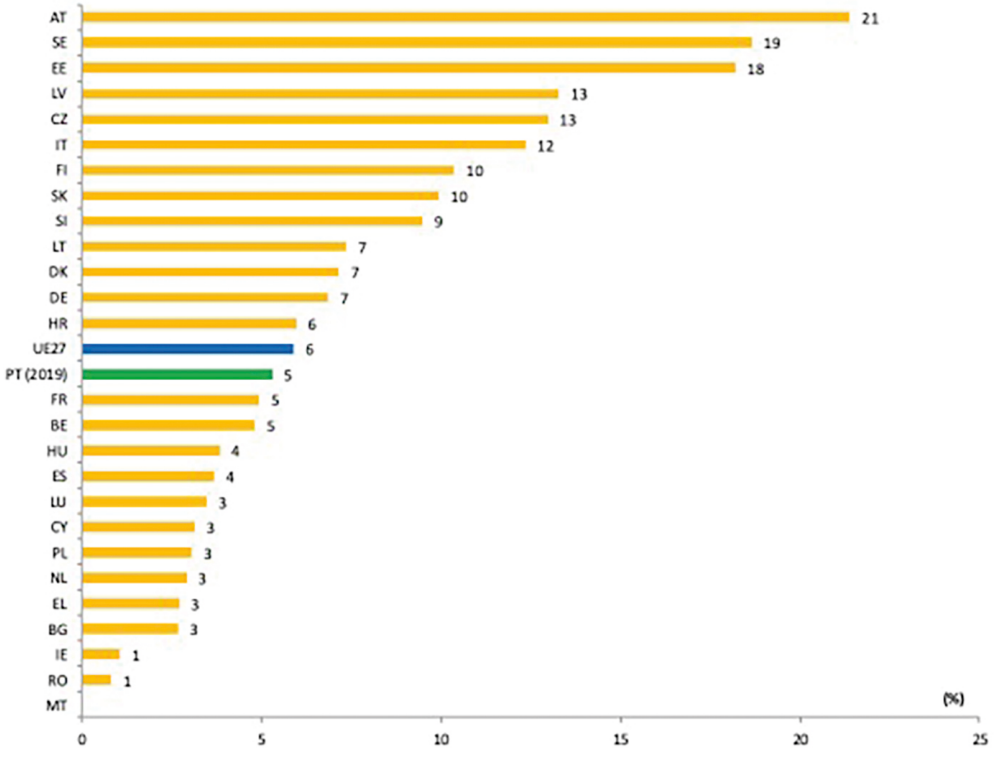
Meta 2030: pelo menos 25% da SAU em modo de produção biológico

Para que seja possível alcançar o objetivo relativo à agricultura biológica na UE, é essencial assegurar o desenvolvimento económico sustentável do setor e promover a procura.

Além das medidas da Política Agrícola Comum (PAC), como os regimes ecológicos, os investimentos e os serviços de aconselhamento, e das medidas da Política Comum das Pescas (PCP), a Comissão apresentará um plano de ação para a agricultura biológica. Tudo isto ajudará os Estados-Membros a estimular tanto a oferta como a procura de produtos biológicos e assegurará a confiança dos consumidores, através de campanhas de promoção e de contratos públicos ecológicos.

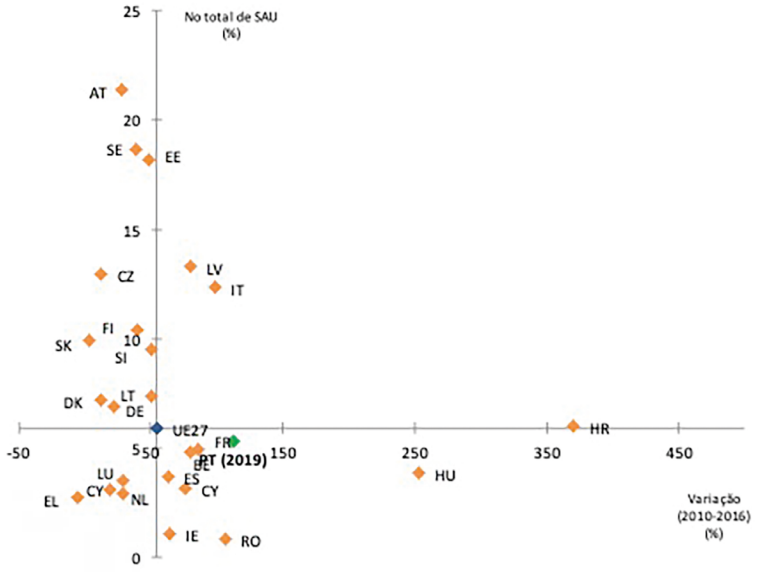
A métrica associada à Estratégia do Prado ao Prato relativa à agricultura biológica, aponta para que, em 2030, pelo menos 25% da Superfície Agrícola Utilizada esteja certificada em modo de produção biológico. Os dados apurados pelo Recenseamento Agrícola 2019 (RA 2019) revelam que apenas 5,3% da SAU está certificada para o modo de produção biológico, valor muito distante da meta dos 25%.

Figura 1.1 – Importância da SAU em modo de produção biológico nos EM da UE27 (2016)



Fonte: Eurostat

Figura 1.2 – Variação da SAU em modo de produção biológico nos EM da UE27 (2010 - 2016)



Fonte: Eurostat

A importância da SAU em modo de produção biológico na UE27 em 2016 (última informação disponível) era de 5,9%, sendo de 5,3% (dados do RA 2019) em Portugal.

Em Portugal, registou-se um significativo aumento da SAU em modo de produção biológica (+112,2%) entre 2009 e 2019. Esta evolução coloca Portugal no segundo quadrante, a par dos EM em que a importância da SAU em modo de produção biológico é inferior à média da UE27, mas que apresentam crescimento da SAU biológica.

O único Estado-Membro em que a SAU biológica decresceu foi a Grécia, localizada no terceiro quadrante juntamente com outros EM que apresentam uma variação da SAU inferior à média da UE27. A Áustria foi o EM que registou o maior peso da SAU biológica em 2016 (21,4%).

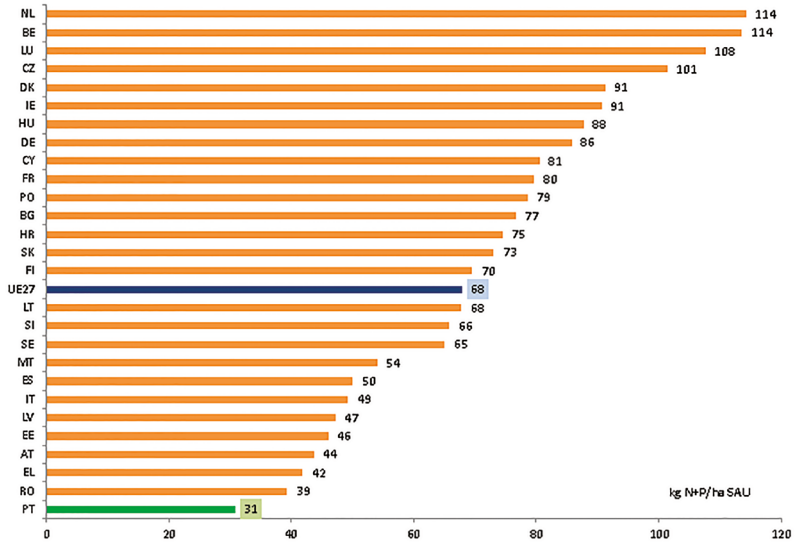
2. Fertilizantes inorgânicos

Meta 2030: reduzir a utilização de fertilizantes inorgânicos em pelo menos 20%

Os fertilizantes inorgânicos, em cuja composição entram os 3 macronutrientes azoto, fósforo e potássio, essenciais ao crescimento das plantas, são utilizados na agricultura com o objetivo de aumentar e otimizar as produções e produtividades.

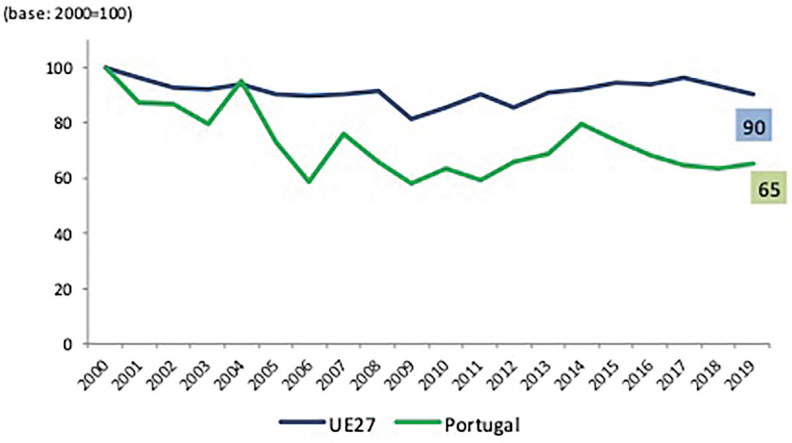
Há, contudo, que gerir de forma equilibrada a sua aplicação de forma a não ter impactos negativos sobre o ambiente, já que a sua aplicação excessiva tem efeitos nocivos ao nível da poluição da água e dos solos. O risco de poluição por fertilizantes inorgânicos encontra-se associado à intensidade da sua utilização, a qual por sua vez depende de diversos fatores, nomeadamente do tipo de culturas presentes, de fatores edafoclimáticos e das práticas de gestão agrícola.

Figura 2.1 – Consumo de fertilizantes inorgânicos (N+P) por hectare de SAU nos EM da UE27 (2019)



Fonte: Eurostat

Figura 2.2 – Evolução do consumo aparente de fertilizantes inorgânicos (N+P) em Portugal e na UE27 (base: 2000 = 100) - (2000-2019)



Fonte: Eurostat

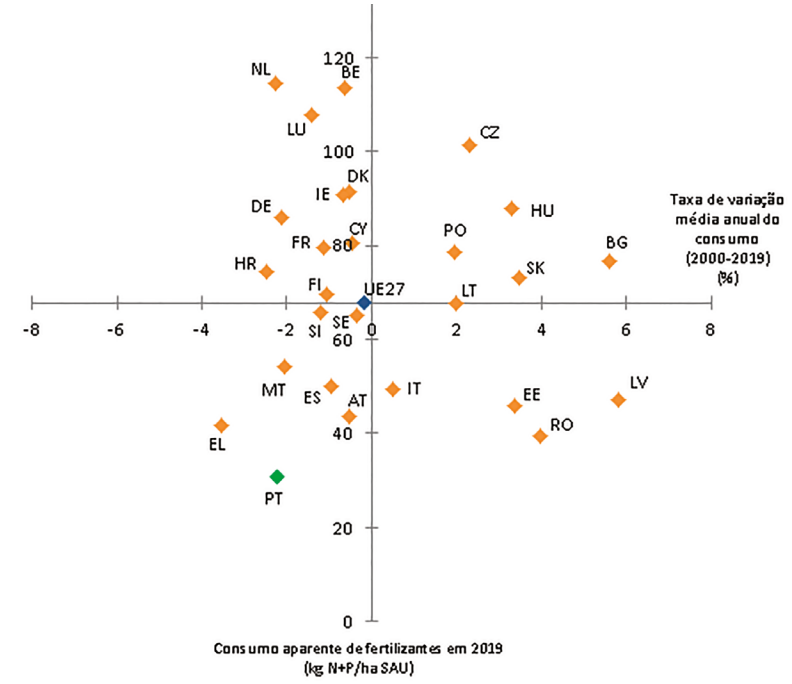
No âmbito desta meta, está previsto que a Comissão desenvolva, em conjunto com os EM, um plano de ação para a gestão integrada dos nutrientes, com vista a reduzir e a prevenir mais poluição decorrente da utilização excessiva de fertilizantes e a promover a reutilização de nutrientes provenientes de diferentes tipos de resíduos orgânicos como fertilizantes.

Portugal é o EM da UE27 com menor consumo de fertilizantes inorgânicos (azoto e fósforo), registando em 2019 um consumo aparente que é menos da metade da média da UE27 (31 kg/ha SAU, que compara com 68 kg/ha SAU da UE27). De referir que os resultados do Recenseamento Agrícola 2019 (RA 2019) também apontam para um baixo nível de utilização de fertilizantes inorgânicos, tendo em conta que só em 17% da SAU se verifica a sua aplicação.

Não havendo indicações, quer do período de monitorização da meta quer do limiar de consumo a partir do qual sucessivas reduções poderão comprometer a atividade agrícola, uma redução de 20% sobre a quantidade de 2019, assumindo que a SAU se mantém, levaria a um consumo nacional de fertilizantes em 2030 de 24,5 kg/ha SAU.

Na UE27, o consumo de fertilizantes inorgânicos (N+P) reduziu-se 9,5% entre 2000 e 2019, enquanto em Portugal esta tendência foi de maior magnitude, evoluindo a um ritmo médio anual de -2,2%, correspondendo a um decréscimo acumulado de 34,7%. De referir que o consumo de fertilizantes está dependente de condições exógenas, nomeadamente de mercado e climáticas. A título de exemplo, o ano de 2009, na sequência da crise económica mundial, foi o que registou menor consumo aparente de fertilizantes quer na UE27, quer em Portugal.

Figura 2.3 – Consumo de fertilizantes inorgânicos nos EM da UE27 (2000-2019)



Fonte: Eurostat

A relação entre a taxa de variação média anual e o consumo aparente de fertilizantes permite tipificar os Estados-Membros em quatro categorias. No terceiro quadrante posicionam-se os EM que apresentam consumos aparentes de fertilizantes

inferiores à média da UE27 e que diminuíram o seu consumo aparente entre 2000 e 2019. Este grupo é constituído sobretudo por países do Sul da Europa (Portugal, Espanha, Grécia e Malta). Em contrapartida, no primeiro quadrante, o pior em termos de impacto ambiental, situam-se os EM com consumos crescentes de fertilizantes e simultaneamente acima da média da UE27. Neste grupo destacam-se alguns países do Leste e Centro da Europa (Polónia, Hungria, República Checa e Eslováquia).

De referir que os maiores consumidores de fertilizantes inorgânicos integram os países do BENELUX (BE, NL, LU) e dois dos maiores produtores agrícolas da UE27 (Alemanha e França), posicionando-se no quarto quadrante (elevados consumos mas a decrescer).

3. Balanços de nutrientes – azoto e fósforo

META 2030: reduzir as perdas de nutrientes em 50%, sem que a fertilidade dos solos seja afetada

A manutenção do equilíbrio entre a incorporação de nutrientes no solo e a sua remoção pelas culturas é desejável para a utilização racional de recursos (fertilizantes inorgânicos e orgânicos) e prevenção da poluição relacionada com a deposição excessiva de azoto e fósforo no solo, sem pôr em causa a fertilidade dos solos e a produtividade das culturas.

Os balanços de nutrientes são calculados para os macronutrientes azoto (N) e fósforo (P) de acordo com a Metodologia Eurostat/OCDE, utilizando as seguintes expressões:

Balanço bruto do Azoto (N)
= Incorporação (N) – Remoção (N)
= [Fertilizantes (N) + Excreta animal (N) + Outros fertilizantes orgânicos (N) + Fixação biológica (N) + Deposição atmosférica (N) + Sementes (N)] – [Culturas agrícolas (N) – Pastagens e culturas forrageiras (N) – Resíduos de culturas removidos ou queimados (N)]

Balanço de Fósforo (P)
= Incorporação (P)) – Remoção (P)
= [Fertilizantes (P) + Excreta animal (P) + Outros fertilizantes orgânicos (P) + Sementes (P)] - [Culturas agrícolas (P) – Resíduos de culturas removidos ou queimados (P)]

O cálculo dos balanços de nutrientes permite identificar situações de excesso ou défice de nutrientes no solo e antever situações que possam colocar em risco quer o ambiente quer a produção agrícola. Uma tendência de crescimento do balanço de nutrientes significa maior incorporação no solo, com

Figura 3.1 – Balanço bruto de azoto por hectare de SAU na UE27 (2014)

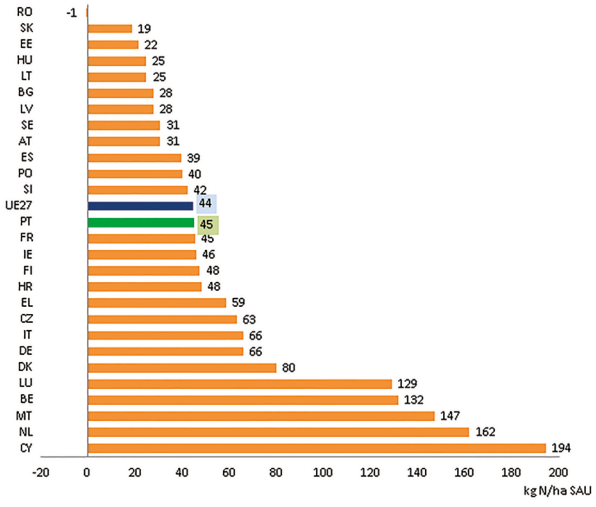
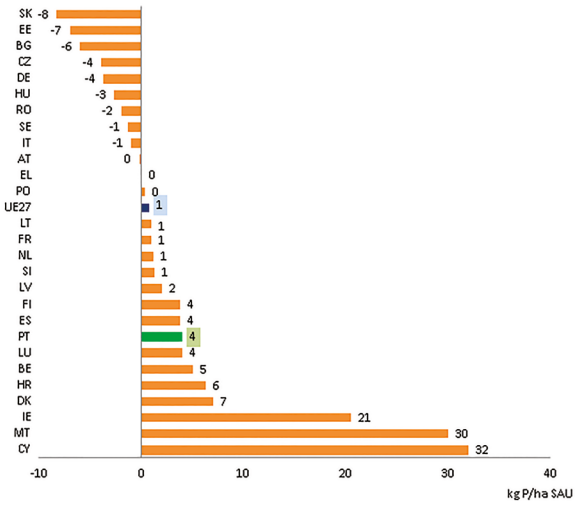


Figura 3.2 – Balanço bruto de fósforo por hectare de SAU na UE27 (2014)



Fonte: Eurostat

consequências negativas para o ambiente, nomeadamente devido ao aumento do risco de lixiviação de nitratos ou de fósforo para as águas subterrâneas e escorrências para águas superficiais, assim como de emissões de óxido nitroso e de amónia para a atmosfera.

A monitorização do balanço de nutrientes no solo reveste-se de particular importância no âmbito da Estratégia do Prado ao Prato, tendo em conta a meta traçada de redução das perdas de nutrientes em, pelo menos, 50%, garantindo simultaneamente que não há deterioração da fertilidade dos solos.

Em 2014, último ano em que o Eurostat publicou o balanço bruto de azoto para os 27 EM, Portugal com 45,0 kg N/ha SAU situava-se pouco acima da média da UE27 (44,4 kg N/ha SAU), posicionando-se a meio da tabela comparativamente aos restantes EM. A Roménia foi o único país a apresentar um resultado negativo do balanço bruto de azoto (-0,7 kg N/ha SAU), enquanto o Chipre foi o país com maior valor, com 194,3 kg N/ha SAU, seguido dos Países Baixos com 161,8 kg N/ha SAU.

Também no balanço do fósforo, o ano de 2014 foi o último com informação disponível para a UE27. Portugal foi o sétimo EM com maior excedência de P/ha SAU (4 kg), acima da média da UE27 que foi de 0,8 kg P/ha SAU; o EM cujo balanço apresenta um resultado mais elevado foi o Chipre com 32,0 kg P/ha SAU, seguido de Malta com 30 kg P/ha SAU e da Irlanda com 20,5 kg P/ha SAU. Realça-se ainda que dez EM apresentaram balanços brutos de fósforo negativos.

Em Portugal, o balanço bruto do azoto revela, para o período entre 1995 e 2019, um nível médio de azoto no solo de 42 kg N/ha de SAU. A comparação entre as quantidades de azoto incorporadas no solo e removidas pelas culturas no período em análise permite apurar uma relação de 2:1, incorporando-se uma quantidade de azoto que é quase o dobro da removida pelas culturas.

As principais fontes de incorporação de azoto no solo são a fertilização e a aplicação de estrume e chorume. Para o período de referência de 1995 a 2019, em média, os fertilizantes minerais representaram 35,4% do total de azoto incorporado no solo, sendo a percentagem média de estrume e chorume incorporado de quase metade do total (48,4%).

Os resultados do balanço bruto do fósforo em Portugal apontam, à semelhança do verificado no balanço do azoto, para uma excedência deste nutriente no solo, cerca de 6 quilogramas de fósforo por hectare de SAU. Em termos médios no período em análise, a remoção de fósforo pelas culturas representou 63,9% da incorporação deste macronutriente no solo.

Para o período de referência de 1995 a 2019, a percentagem média de fertilizantes fosfatados incorporados no solo foi de 45,9% e a percentagem média de estrume e chorume incorporado foi de 53,7%.

Tanto para o azoto como para o fósforo, a incorporação através da aplicação de estrume e chorume supera claramente a incorporação através da ferti-

Figura 3.3 – Incorporação e remoção de azoto do solo (1995-2019)

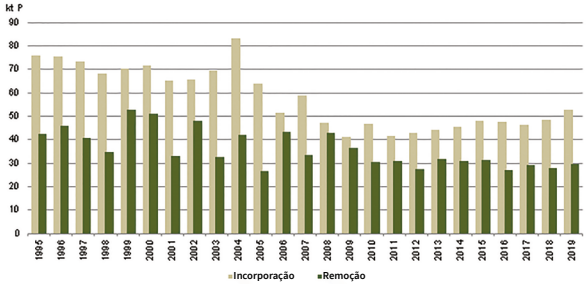
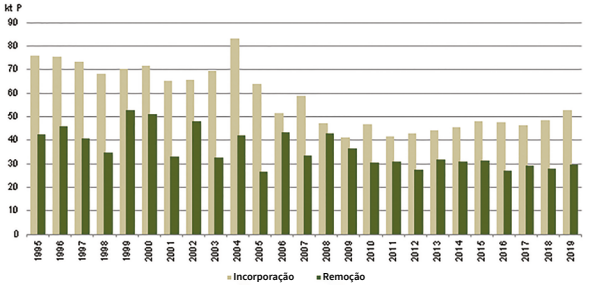
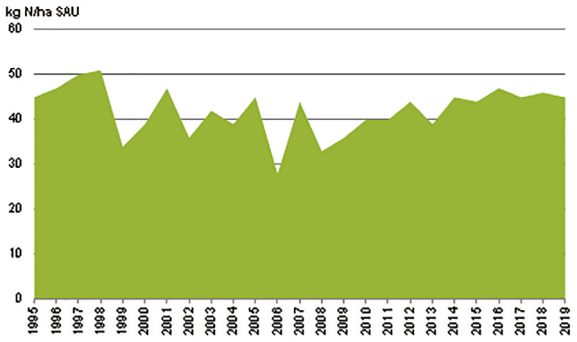


Figura 3.4 – Incorporação e remoção de fósforo do solo (1995-2019)



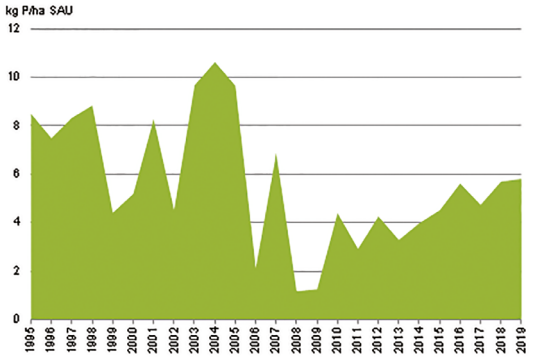
Fonte: INE, IP

Figura 3.5 – Balanço de azoto por hectare de SAU (1995--2019)



Fonte: INE, IP

Figura 3.6 – Balanço bruto de fósforo por hectare de SAU (1995-2019)



lização, o que corrobora o baixo nível de aplicação de fertilizantes inorgânicos atrás referido. Neste contexto, qualquer diminuição da excedência dos balanços de nutrientes deverá passar, sobretudo, pela diminuição do efetivo animal e/ou pelo aumento da área das culturas agrícolas exploradas de forma sustentável.

De acordo com dados dos dois últimos Recenseamentos Agrícolas, o peso relativo da SAU com aplicação de estrume diminuiu entre recenseamentos passando de 6,9% do total da SAU recenseada em 2009 para 5,1% em 2019.

Nos últimos vinte cinco anos, o balanço bruto do azoto apresentou uma evolução irregular, particularmente no período de 1995 a 2008, que inclui o máximo (51 kg/ha SAU em 1998) e o mínimo (28 kg/ha SAU em 2006), da série temporal em análise. Estas oscilações resultam da combinação da variação dos componentes do balanço e estão dependentes de vários fatores (+/- incorporação de fertilizantes, +/- incorporação de estrume e chorume, +/- remoção pelas culturas).

A menor incorporação de fertilização azotada em 2006 foi reflexo do período de seca extrema verificado no ano anterior e, em 2008, deveu-se ao aumento dos preços destes fatores de produção com a crise económica mundial.

A partir de 2008, houve uma tendência de aumento do balanço do azoto que cresceu a uma taxa média anual de 2,9%, atingindo, em 2019, cerca de 45 kg N/ha SAU.

Também a evolução do balanço bruto do fósforo apresenta uma série temporal irregular. O nível máximo do balanço foi atingido em 2004 (11 kg P/ha SAU, com a incorporação de fósforo no solo a superar em quase duas vezes o removido pelas culturas agrícolas) e o mínimo foi atingido em 2008, com um resultado de 1 kg P/ha de SAU.

A partir de 2008, a excedência de fósforo aumentou a uma taxa de variação média anual de 15,6%, registando em 2019 um valor de 6 kg P/ha SAU.

4. Produtos fitofarmacêuticos

META 2030: reduzir em 50 % a utilização e o risco dos pesticidas químicos

A quantificação das vendas dos produtos fitofarmacêuticos é uma forma indireta de avaliar o impacto destes produtos no ambiente, podendo a sua utilização variar consideravelmente de ano para ano, de acordo com as condições climatéricas e os problemas fitossanitários do ano agrícola, mas também da retirada de substâncias ativas do mercado ou inclusão de novas, assim como pela evolução das práticas agrícolas e da ocupação cultural.

A sua aplicação implica riscos para o ambiente, nomeadamente através do seu arrastamento pelo vento ou da lixiviação/escoamento, causando poluição do solo e das águas e afetando a biodiversidade

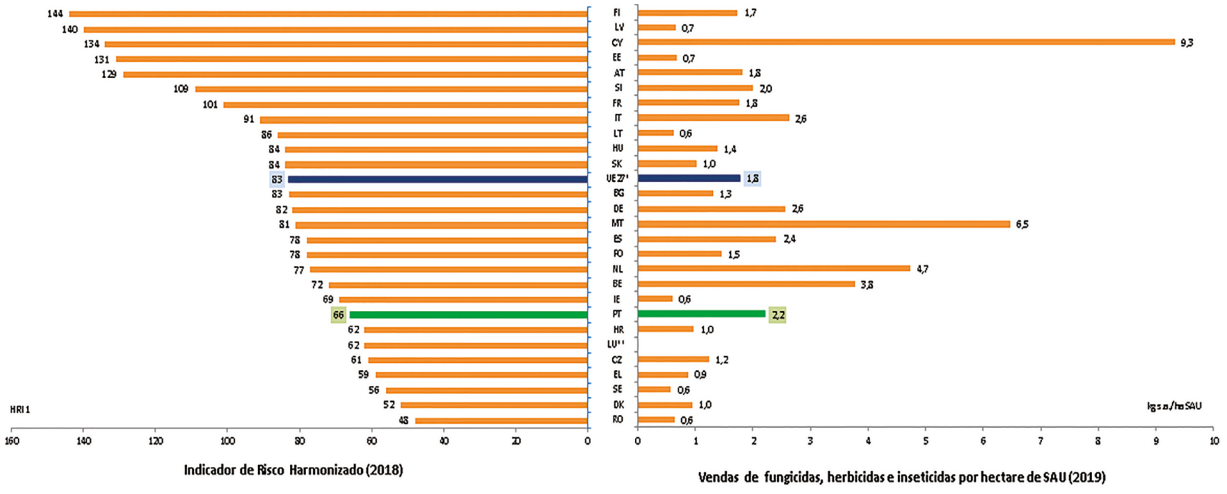
dos habitats. A utilização de produtos fitofarmacêuticos pode ter igualmente implicações ao nível da saúde humana e animal.

No âmbito desta meta, está previsto a Comissão Europeia tomar uma série de medidas, incluindo a revisão da diretiva relativa à utilização sustentável dos pesticidas, o reforço das disposições relativas à proteção integrada e a promoção de uma maior utilização de formas alternativas seguras de proteger as colheitas contra pragas e doenças. A Comissão facilitará também a colocação no mercado de pesticidas que contenham substâncias ativas biológicas e reforçará a avaliação dos riscos ambientais dos pesticidas.

A UE publicou a Diretiva (UE) 2019/782 da Comissão onde estabeleceu o cálculo de Indicadores de Risco Harmonizados (IRH) associados ao uso dos pesticidas. O IRH1 é calculado com base nas quantidades de substâncias ativas de produtos fitofarmacêuticos, tendo por base de referência (100) a média do período 2011-2013. O IRH1 está subdividido em 4 grupos de substâncias de acordo com a sua perigosidade, contribuindo cada grupo com o coeficiente de risco para o cálculo ponderado do indicador.

Na Figura 4.1, apresenta-se um *ranking* dos EM da UE27 com base no IRH1 apurado em 2018, ao qual foi associado o rácio relativo à quantidade das ven-

Figura 4.1 – Vendas de fungicidas, herbicidas e inseticidas por hectare de SAU (2019) e indicador de risco harmonizado (2018) nos EM da UE27

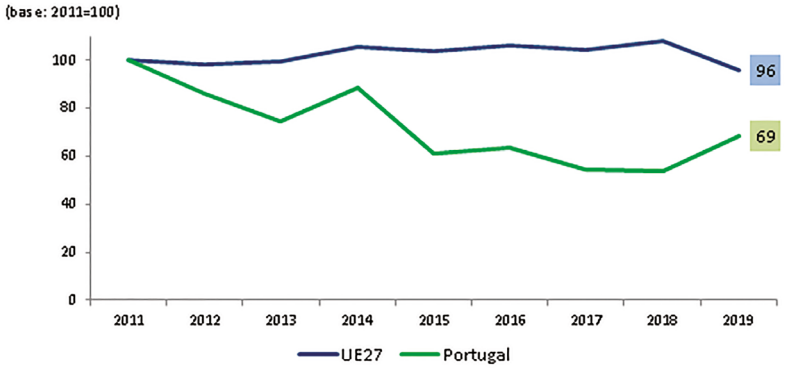


* Não inclui as vendas de fungicidas, herbicidas e inseticidas do Luxemburgo (dados não disponíveis para o período em análise)

** Dados de vendas de fungicidas, herbicidas e inseticidas não disponíveis para o período em análise

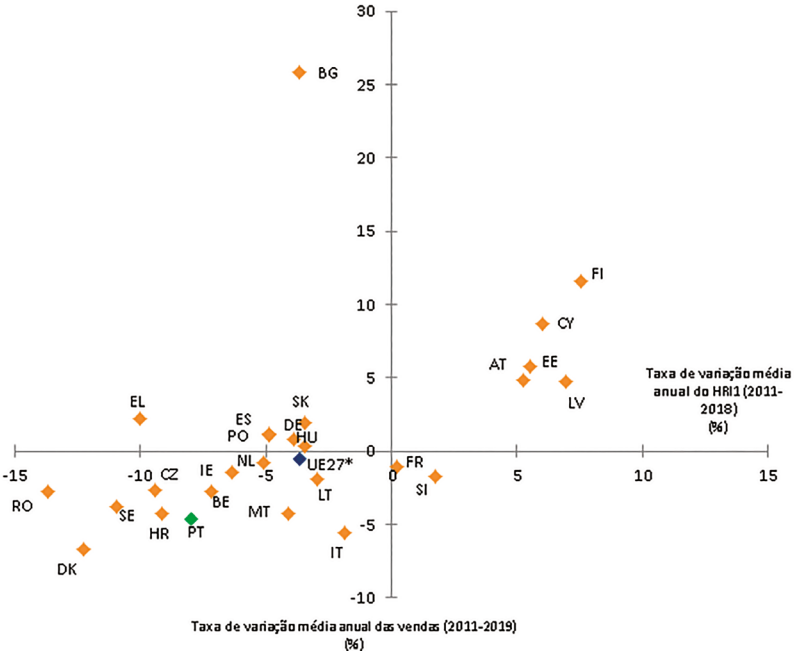
Fonte: Eurostat

Figura 4.2 – Evolução das vendas de fungicidas, herbicidas e inseticidas em Portugal e na UE-27 (base: 2011 = 100) - (2011-2019)



Fonte: Eurostat

Figura 4.3 – Variação média anual das vendas de fungicidas, herbicidas e inseticidas por hectare de SAU (2011-2019) e do indicador de risco harmonizado – IRH1 – (2011-2018) nos EM da UE27



* Não inclui as vendas de fungicidas, herbicidas e inseticidas do Luxemburgo (dados não disponíveis para o período em análise)
Fonte: Eurostat

das dos principais produtos de proteção das plantas (fungicidas, herbicidas e inseticidas) por hectare de SAU.

A evolução do IRH1 aponta para uma diminuição do risco do uso de produtos fitofarmacêuticos tanto a nível nacional como europeu. Em Portugal, o IRH1 decresceu 34%, redução mais intensa que a verificada na UE27 (17%).

Em Portugal foram vendidos 2,2 quilogramas de substância ativa dos principais grupos de pesticidas por hectare de SAU em 2019, valor superior à média europeia (1,8 quilogramas de substância ativa por hectare de SAU).

As vendas dos principais produtos de proteção das plantas na UE27 (fungicidas, herbicidas e inseticidas) mantiveram-se relativamente constantes no período 2011-2019, exceto no último ano em que se verificou um decréscimo acentuado. Neste período, o desempenho de Portugal foi melhor do ponto de vista ambiental, posicionando-se sempre abaixo da média da UE27, evoluindo a uma taxa de variação anual negativa de 4,6%.

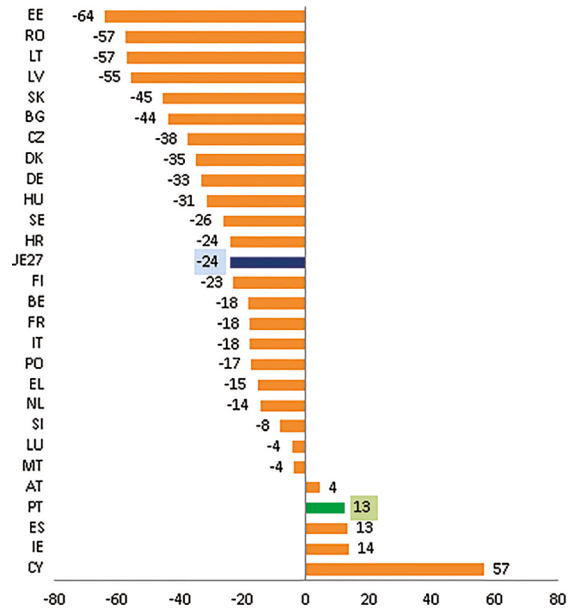
A relação entre as taxas de variação média anual do IHR1 e das vendas dos pesticidas posiciona Portugal no terceiro quadrante, onde se situa a maioria dos EM, correspondente a decréscimos em ambos os indicadores. No primeiro quadrante, o pior do ponto de vista ambiental, posicionam-se cinco EM que estão a aumentar o IHR1 e as vendas. De referir que o segundo quadrante da figura identifica os EM que estão simultaneamente a aumentar o IHR1 e a reduzir as vendas.

5. Emissão de gases com efeito de estufa (GEE)

META 2030: reduzir em pelo menos 55 % as emissões de gases com efeito de estufa

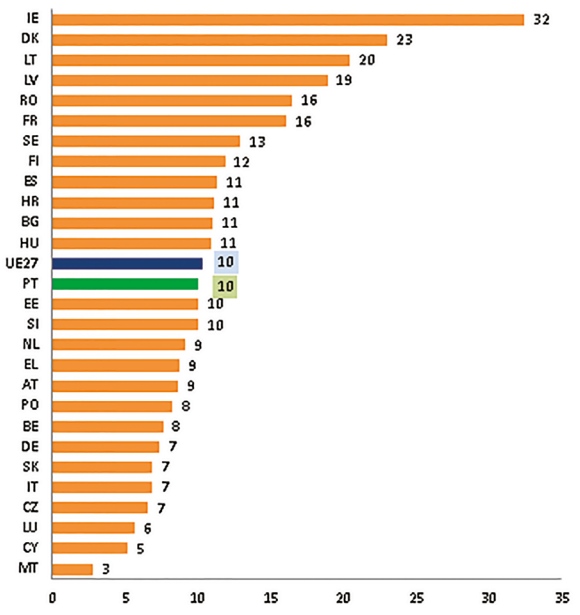
Em 1997, a UE assinou o Protocolo de Quioto, comprometendo-se a reduzir as emissões de GEE em 20% até 2020, face às emissões de 1990. Após assinar o Acordo de Paris em 2015, a UE assumiu um compromisso mais ambicioso de reduzir as emissões de GEE em 40% até 2030, face aos níveis de 1990, e a atingir a neutralidade carbónica até 2050. Portugal alinhou a estratégia nacional com a UE, definindo metas intermédias de redução de emissões de GEE face a 2005, de -45% a -55% até 2030, de -55% a -65% até 2040 e de -85% a -90% até 2050. A nível nacional foram também estabelecidas metas setoriais de redução de emissões de gases com efeito de estufa, por referência às emissões registadas em 2005. Neste âmbito, a meta para o setor agrícola é de uma redução de 11%.

Figura 5.1 – Variação das emissões de GEE nos EM da UE27 (1990-2019)



Fonte: Eurostat

Figura 5.2 – Contribuição do setor agrícola para o total das emissões de GEE nos EM da UE27 (2019)



Fonte: Eurostat

Por outro lado, na sequência do Plano Ecológico Europeu e da Estratégia do Prado ao Prato, a UE assumiu uma meta ainda mais ambiciosa, de reduzir até 2030 as emissões de GEE em pelo menos 55% face aos níveis de 1990.

Ao nível dos indicadores agroambientais, a monitorização é efetuada sobre o contributo da atividade agrícola para as emissões dos GEE.

No âmbito desta meta, a Comissão propõe-se, entre outras iniciativas, rever todas as medidas legislativas destinadas a combater as alterações climáticas e apresentar uma nova estratégia europeia de Adaptação às Alterações Climáticas.

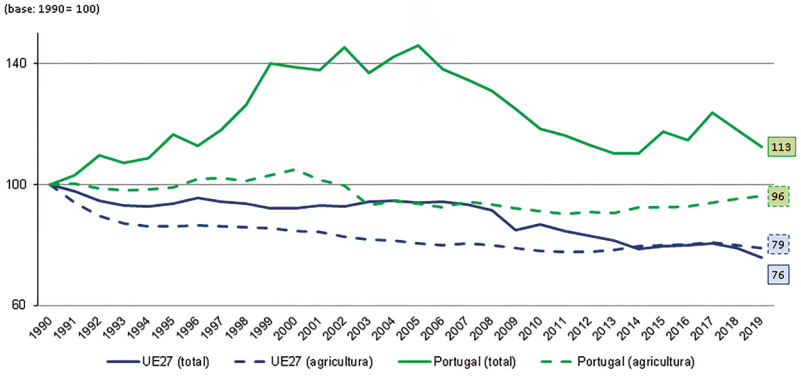
Na UE27, as emissões de GEE baixaram 24,0%, face a 1990. A maioria dos EM contribuiu para este decréscimo, com exceção de cinco, entre os quais se inclui Portugal que aumentou as emissões em 12,6%.

O contributo da agricultura na UE27 para o total das emissões de GEE foi de 10,3% em 2019, apresentando-se Portugal muito próximo da média com 10,1%.

A Irlanda é o Estado-Membro em que a agricultura tem maior peso, representando 32,4% do total de emissões de GEE deste EM.

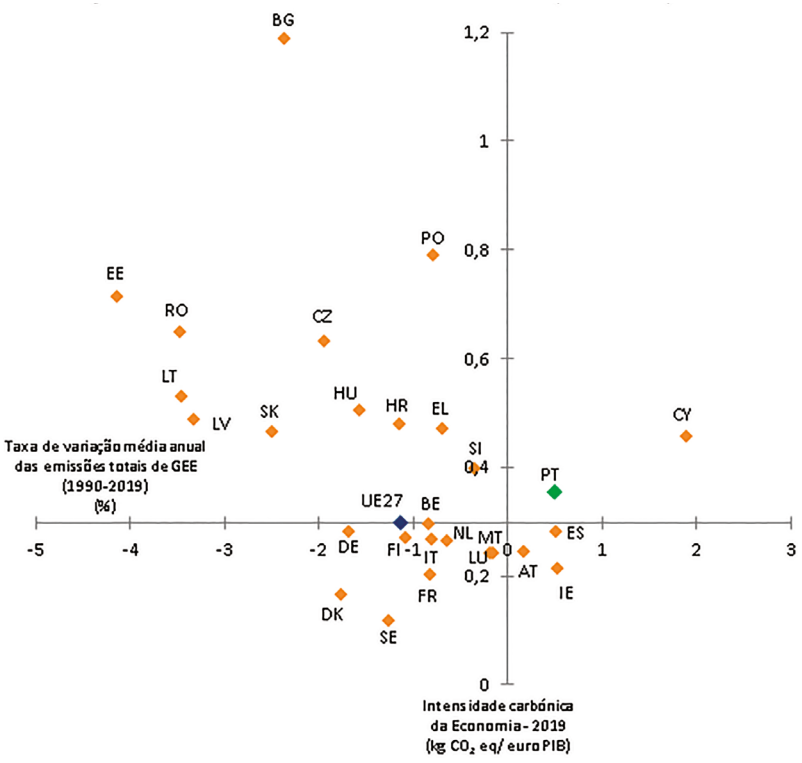
As emissões de GEE na UE27 decresceram 24% entre 1990 e 2019, totalizando menos 1,2 mil milhões de toneladas de CO_2 eq., das quais 102 milhões (8,6%) provenientes do setor agrícola. Neste período, Portugal aumentou as emissões de

Figura 5.3 – Variação média das emissões de GEE em Portugal e na UE27 (1990-2019)



Fonte: Eurostat

Figura 5.4 – Variação média anual das emissões totais de GEE (1990-2019) e emissões de GEE por unidade de PIB (2019) nos EM da UE27



Fonte: Eurostat

GEE em 12,6%, correspondente a mais 7,6 milhões de toneladas de CO_2 eq., embora as emissões do setor agrícola tenham diminuído 3,8%.

A relação entre a taxa de variação média das emissões totais de GEE e as emissões de GEE por unidade de PIB apurada em 2019, posiciona Portugal no primeiro quadrante a par do Chipre, os únicos dois EM com registo de aumento de emissões de GEE e com um rácio de emissões de GEE/unidade de PIB superiores à média da UE27. De referir que os outros três EM que apresentam aumentos de emissões de GEE, encontram-se no segundo quadrante por apresentarem um rácio de emissões por unidade de PIB inferior à média da UE27.

O quarto quadrante é o que apresenta mais EM, refletindo um decréscimo do total das emissões de GEE, mas um rácio de emissões de GEE por unidade de PIB superior à média a UE27.

Conclusões

O sistema de informação estatística disponibiliza indicadores agroambientais que, diretamente ou sob a forma de *proxys,* permitem a monitorização de algumas metas dos domínios de intervenção do Pacto Ecológico Europeu.

É fundamental que as recomendações emanadas destas estratégias sejam materializadas em metas por Estado-Membro, de forma a evitar o livre arbítrio e o enviesamento da análise de desempenho, designadamente a definição do ponto de partida e a formulação dos indicadores a considerar.

Tendo em conta que a implementação do Pacto Ecológico Europeu e a monitorização das suas metas são uma prioridade da UE, sugere-se que a metodologia e a transmissão dos resultados sejam atribuídas ao Sistema Estatístico Europeu, de forma a garantir aos cidadãos uma informação de qualidade e comparável entre EM.

Bibliografia

Este texto foi baseado em publicações e destaques do INE.

Metodologias de avaliação das interações entre humanos e ambiente

JOÃO REIS

Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral (GPP)

Nos últimos dois séculos o impacto das atividades humanas sobre a Terra cresceu enormemente, alterando de modo profundo muitas paisagens e afetando os ciclos hidrológicos e bioquímicos, bem como o clima (De Sherbinin, 2002).

Considerando a crescente procura dos recursos provenientes do solo, e tendo em vista a melhoria dos processos de decisão relativos às alterações do uso, importa identificar e quantificar os benefícios que o ser humano pode retirar dos diferentes tipos de ecossistemas. Neste sentido, a comunidade científica tem vindo a desenvolver várias abordagens para análise das interações entre humanos e ambiente nos ecossistemas e nas paisagens seminaturais e cultivados, originando um debate aceso em relação às definições e classificações a seguir. Apesar das divergências, a evolução do conhecimento sobre a complexidade dessas interações, bem como das suas alterações espaciais e temporais, tem sido de particular relevância para os processos de decisão no planeamento do uso do solo (De Groot e Hein, 2007), bem como na avaliação dos impactos das políticas (Pérez-Soba *et al*., 2008).

Neste âmbito, realçam-se os quadros de avaliação científicos baseados nos seguintes conceitos: (i) Serviços dos Ecossistemas, conforme proposto pelo relatório *Millennium Ecosystem Assessment* (2005); (ii) Serviços das Paisagens e Funções das Paisagens, abordadas por diversos autores na área da Ecologia da Paisagem; (iii) Funções do Uso do Solo, desenvolvidas pelo projeto SENSOR - *Sustainable Impact Assessment: Tools for environmental, social and economic effects of multifunctional land use in European regions* (2009); e (iv) Funções do Solo, nos termos apresentados por Verburg *et al*. (2009).

Dirigidos para problemas análogos, mas desenvolvidos em paralelo por comunidades científicas distintas, os conceitos gerados usam terminologias diferentes para caracterizar aspetos semelhantes, e vice-versa. Por conseguinte, é difícil estabelecer comparações entre as abordagens e optar pela mais adequada para cada propósito (Schößer *et al*., 2010).

Serviços dos ecossistemas

A origem do conceito "serviços dos ecossistemas" remonta aos anos 60 e 70 do século passado (Hermann *et al*., 2011). No entanto, a sua difusão fica a dever-se a dois marcos fundamentais: o livro *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems* (Daily, 1997) e o artigo de Costanza *et al.* (1997)

sobre o valor dos serviços dos ecossistemas e do capital natural.

Segundo Daily (1997), os serviços dos ecossistemas são as condições e os processos através dos quais os ecossistemas naturais, e as espécies que os compõem, sustentam e satisfazem a vida humana.

Costanza *et al.* (1997) recorreram aos serviços dos ecossistemas para efeitos de cálculo do valor dos ecossistemas a nível mundial. Para estes autores, os bens (*e.g.* os alimentos) e os serviços (*e.g.* o tratamento de resíduos) providos pelos ecossistemas representam os benefícios que as pessoas retiram, direta ou indiretamente, das funções dos ecossistemas.

Posteriormente, em 2005, o conceito de serviços dos ecossistemas adquire uma nova expressão com a publicação do relatório *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005), pelas Nações Unidas. O MEA define serviços dos ecossistemas como "os benefícios que o Homem obtém desses ecossistemas", os quais agrupa nos seguintes termos: (i) serviços de provisionamento, que incluem o fornecimento de bens como alimentos, água, madeira e fibras, combustíveis, recursos genéticos, medicamentos naturais, produtos bioquímicos, farmacêuticos e ornamentais; (ii) serviços de regulação, que se traduzem nos processos de regulação da qualidade do ar e da água, do clima, do ciclo da água, da erosão, das pragas e doenças, do tratamento de resíduos, da polinização e das catástrofes naturais; (iii) serviços culturais, relacionados com as experiências estéticas, espirituais, educativas ou recreativas, incluindo a diversidade cultural, os valores espirituais e religiosos, o conhecimento dos sistemas, os valores educativos, a inspiração artística, os valores estéticos, as relações sociais, o sentido de lugar, o património cultural, a recreação e o ecoturismo; e, por último, (iv) serviços de suporte, necessários para o funcionamento dos ecossistemas, como sejam os ciclos dos nutrientes e da água, a formação do solo, a fotossíntese ou a produção primária. Em sequência, o quadro analítico do MEA recorre aos serviços dos ecossistemas para maximização do bem-estar humano, que divide em cinco componentes distintas: segurança, necessidades básicas, saúde, relações sociais e liberdade de escolha e de ação.

Uma segunda iniciativa das Nações Unidas, designada *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB), reforçou a difusão do conhecimento público relativo aos serviços dos ecossistemas. Neste caso, as categorias de serviços dos ecossistemas empregues (TEEB, 2015) seguem a proposta da *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES), patrocinada pela Agência Europeia do Ambiente (AEA) e pela *United Nations Statistical Division* (UNSD).

A versão 5.1 da CICES (2018) estabelece três categorias principais de serviços dos ecossistemas: (i) os serviços de provisionamento (todos os *outputs* nutricionais, materiais e energéticos dos sistemas vivos); (ii) os serviços de regulação e manutenção (todas as formas através das quais os organismos vivos conseguem mediar ou moderar o meio-ambiente que afeta o desempenho humano); e (iii) os serviços culturais (todos os *outputs* não materiais, e normalmente não consumíveis, do ecossistema que afetam o estado físico e mental das pessoas). Para o efeito, a CICES desenvolveu uma estrutura hierárquica de classificação dos serviços finais dos ecossistemas dependentes da biodiversidade que contribuem diretamente para o bem-estar do ser humano. Neste sistema não são contabilizados os serviços de suporte (intermédios) inicialmente definidos pelo MEA, pois os mesmos são considerados como incluídos nas estruturas, processos e funções que caracterizam os ecossistemas (Haines-Young e Potschin, 2013).

Serviços das paisagens e funções das paisagens

O termo "serviços das paisagens" surgiu em sequência do conceito de serviços dos ecossistemas e tem vindo a ser progressivamente utilizado. Bastian *et al.* (2014) consideram os serviços das paisagens como o contributo das paisagens e dos elementos das paisagens para o bem-estar humano. Para o efeito, os autores referem que os serviços das paisagens comportam as seguintes características distintivas:

(i) estão mais relacionados com as paisagens (e com os elementos da paisagem) do que com os ecossistemas (e as relações entre os seres vivos e o meio ambiente); (ii) realçam os aspetos estéticos, éticos e outros aspetos socioculturais; (iii) expressam uma referência mais forte às características espaciais, (*e.g.* interação espacial das unidades de uso do solo); (iv) apresentam um maior foco nos efeitos antropogénicos (*e.g.* referência ao uso do solo); (v) têm uma visão mais integradora (*e.g.* ligação do caráter social ao carácter físico do espaço); (vi) recorrem às paisagens como unidades de referência espacial; (vii) suportam-se numa abordagem científica multidisciplinar (devido à integração dos aspetos naturais, culturais e do uso do solo); (viii) são utilizados para a prática do planeamento e gestão das paisagens, baseadas na comunicação e nas abordagens participativas.

Neste contexto emerge igualmente o conceito de "funções das paisagens", com origem na Ecologia da Paisagem e no Planeamento Territorial, e que foi projetado para classificar as interações entre o Homem e os ecossistemas em paisagens culturais, dominadas pela atividade humana (Schößer *et al.*, 2010).

Assim, De Groot *et al.* (2002) definem as funções dos ecossistemas ou, a uma escala espacial superior, as funções das paisagens, como a capacidade das componentes e dos processos naturais fornecerem bens e serviços que satisfaçam, direta ou indiretamente, as necessidades humanas. Por conseguinte, os conceitos de funções e serviços das paisagens tornaram-se um aspeto importante da decisão política, na medida em que permitem incorporar a procura explícita das várias partes interessadas nos serviços das paisagens (De Groot *et al.*, 2010).

Ao longo dos anos, têm ocorrido diversas tentativas para classificar as funções das paisagens. Bastian (1998) classificou as funções das paisagens em: funções de produção (económicas), funções ecológicas e funções sociais.

Para efeitos de análise da multifuncionalidade da paisagem, Brandt e Vejre (2004) incluíram os principais aspetos da classificação anterior, que agruparam em funções de produção, funções de regulação ecológica, funções de informação e funções de suporte mecânico e espacial. Dentro de cada grupo procederam a uma divisão entre as funções relacionadas com os ecossistemas naturais (independentes da intervenção humana), as funções resultantes do uso do solo (específicas de um particular uso do solo) e as funções com propriedades transcendentes (funções não materiais ou funções materiais futuras).

Por sua vez, De Groot *et al.* (2002) agruparam as funções das paisagens naturais e seminaturais em quatro categorias principais, as quais foram adaptadas por De Groot e Hein (2007) aos sistemas cultivados: (i) funções de provisionamento, quer sejam relativas aos recursos fornecidos pelos ecossistemas naturais, quer aos obtidos através da manipulação da produtividade natural pelo Homem; (ii) funções de regulação, relativas à capacidade dos ecossistemas e das paisagens para regularem o clima, os ciclos hidrológicos e biogeoquímicos, e os processos biológicos; (iii) funções de habitat, relativas ao fornecimento de locais de refúgios e de reprodução para plantas e animais selvagens, contribuindo para a conservação da diversidade genética e biológica e para o processo de evolução; (iv) funções culturais e de recreio que correspondem aos benefícios que as populações obtém das paisagens para efeitos recreativos, de desenvolvimento cognitivo, de relaxamento e de reflexão espiritual.

Funções do uso do solo

A noção de funções das paisagens não deve ser confundida com o conceito de "funções do uso do solo" (Kienast *et al.*, 2009). Efetivamente, Brandt e Vejre (2004) consideram as funções do uso do solo como uma das componentes integrantes das funções das paisagens, restringindo o conceito aos processos materiais decorrentes do uso do solo. Por conseguinte, o conceito de funções do uso do solo adequa-se particularmente à análise do impacto das alterações políticas no desempenho das múltiplas funções relacionadas com o uso do solo (Pérez-Soba *et al.*, 2008).

Nestes termos, o projeto SENSOR – *Tools for Impact Assessement* (2009) recorreu ao conceito de funções do uso do solo, associado às atividades de agricultura, florestas, transportes, energia, turismo e conservação da natureza, tendo em vista o desenvolvimento de uma ferramenta prática de avaliação do impacto regional das políticas na sustentabilidade do uso do solo em contexto rural. Para o efeito, as funções do uso do solo foram definidas como sendo os bens e serviços, públicos ou privados, providos pelos diferentes usos do solo que resumem as questões económicas, ambientais e sociais mais relevantes de uma dada região (Pérez-Soba *et al.*, 2008). Este projeto selecionou um vasto conjunto de indicadores-chave, sensíveis às alterações do uso do solo, através dos quais pondera o impacto causado sobre nove funções distintas do uso do solo que pretendem refletir as diferentes dimensões de análise da sustentabilidade.

As funções do uso do solo definidas (i) para as questões sociais foram: o emprego (provisão, qualidade, localização e segurança do emprego), a saúde e a recreação (acesso aos serviços de saúde e recreativos), e a cultura (identidade e estética da paisagem, herança cultural); (ii) para as questões económicas foram: a residência e atividades independentes do solo (provimento de áreas residenciais e de locais para atividades produtivas), a produção baseada no solo (agricultura, florestas, energias renováveis, extração de minérios), e as infraestruturas de transporte (estradas, linhas de caminho de ferro, serviços de transporte público); e (iii) para as questões ambientais: o provimento de recursos abióticos (oferta e regulação da qualidade do ar, da água e minerais), o suporte e provimento de recursos bióticos (diversidade de habitats e capacidade de suporte da biodiversidade), e a conservação dos processos nos ecossistemas (regulação dos processos relacionados com a produção de alimentos e fibras e regulação dos processos naturais relativos aos ciclos hidrológico e dos nutrientes, ou à formação de solo).

Helming *et al.* (2011) recorreram ao quadro analítico do projeto SENSOR para efeitos de avaliação das políticas que afetam o uso do solo, o qual foi testado na avaliação de impactos *ex ante* da reforma da Política Agrícola Comum da União Europeia. O procedimento incluiu o desenvolvimento de cenários de alterações do uso do solo induzidas pelas políticas e a subsequente avaliação de impactos no contexto do desenvolvimento regional sustentável e constituiu uma ferramenta para avaliação dos efeitos ambientais, sociais e económicos do uso do solo multifuncional nas regiões europeias.

Funções do solo

Em alternativa às definições de funções de uso do solo e funções da paisagem, Verburg *et al.* (2009) propõem o conceito de "funções do solo" referindo-se aos bens e serviços providos pelos sistemas de uso do solo e pelos ecossistemas englobados na paisagem. Os autores acrescentam que as funções do solo incluem não só os bens e serviços relacionados com o uso do solo pretendido (*e.g.* serviços de produção de alimentos ou de madeira), mas também outros bens e serviços como sejam os cenários estéticos, a herança cultural ou a preservação da biodiversidade, normalmente fornecidos pelo proprietário da terra de forma involuntária.

Através das funções do solo, Verburg *et al.* (2009) pretendem realçar que a análise dos processos de mudança não pode resumir-se às simples alterações de ocupação do solo, registadas através das técnicas de deteção remota, devendo ser dada maior atenção ao uso do solo. Estes autores enfatizam o facto de a caracterização das múltiplas funções do solo necessitar de dados adicionais, para além das meras observações diretas da ocupação do solo, dado que em muitos casos as funções do solo podem alterar-se drasticamente sem qualquer alteração da ocupação do solo, e vice-versa.

Este aspeto limita a capacidade de análise dos processos a uma escala local (*e.g.* estudos de caso), cuja extrapolação para escalas mais abrangentes implica o recurso a suportes metodológicos adicionais. Neste sentido, Hermann *et al.* (2011) propõem que a informação sobre os serviços e funções da paisagem à escala local seja recolhida principalmente através de observações no campo, incluindo inquéritos, documentos administrativos e dados biofísicos.

Conclusão

Os conceitos de serviços dos ecossistemas e bem-estar humano desenvolvidos pelo MEA estabelecem uma abordagem holística das interações entre os seres humanos e os ecossistemas (semi)naturais. À escala global, constituem um bom processo para expor as tendências futuras e aumentar a consciencialização política para a questão da degradação dos ecossistemas.

Com raízes na ecologia da paisagem e no planeamento, a abordagem através das funções das paisagens é mais detalhada e tem vindo a ser utilizada num vasto conjunto de situações, incluindo a caracterização de paisagens culturais heterogéneas, compreendendo vários ecossistemas. Por sua vez, as funções de uso do solo, desenvolvidas para avaliação *ex ante* do impacto das políticas sobre as alterações do uso do solo, constituem um modo pragmático de identificar e classificar as questões da sustentabilidade à escala regional. Por fim, nas funções do solo, os bens e serviços proporcionados pelos sistemas de uso do solo são complementados com os bens e serviços providos pelos ecossistemas englobados nas respetivas paisagens, o que possibilita uma avaliação mais íntegra, mas obriga ao desenvolvimento de novos métodos e a uma maior da integração das disciplinas envolvidas na investigação das alterações do solo.

Bibliografia

Bastian, O. (1998). The assessment of landscape functions – one precondition to define management goals. *Ekológia (Bratislava)* 17(Suppl.): 19–33.

Bastian, O., Grunewald, K., Syrbe, R., Walz, U., Wende, W. (2014). Landscape services: the concept and its practical relevance. *Landscape Ecology* 29(9): 1463-1479.

Brandt, J., Vejre, H. (2004). Multifunctional Landscapes – Motives, Concepts and Perspectives. In: Brandt J., Vejre H. (eds) *Multifunctional Landscapes – Volume I: Theory, Values and History* (pp. 3-32). WIT Press, Southampton.

CICES (2018). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*. European Environment Agency. http://cices.eu/ [Citação: 16 de julho 2021].

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Daily, G.C. (1997). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems.* Island Press,Washington, DC.

De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7: 260-272.

De Groot, R., Hein, L. (2007). Concept and valuation of landscape functions at different scales. In: Ülo Mander, Hubert Wiggering, Katharina Helming (eds) *Multifunctional Land Use - Meeting Furure Demands for Landscape Goods and Services* (pp. 15-36). Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J. (2002). Typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.

De Sherbinin, A. (2002). *A CIESIN Thematic Guide to Land-Use and Land-Cover Change (LUCC).* Center for International Earth Science Information Network (CIESIN), Columbia University. Palisades, NY, USA.

Haines-Young, R., Potschin, M. (2013). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012.* European Environment Agency Framework Contract No EEA/IEA/09/003.

Helming, K., Diehl, K., Kuhlman, T., Jansson, T., Verburg, P.H., Bakker, M., Perez-Soba, M., Jones, L., Verkerk, P.J., Tabbush, P.; Morris, J. B., Drillet, Z., Farrington, J., LeMouël, P., Zagame, P., Stuczynski, T., Siebielec, G., Wiggering, H. (2011). Ex ante impact assessment of policies affecting land use, Part B: application of the analytical framework. *Ecology and Society* 16(1): 29.

Hermann, A., Schleifer, S., Wrbka, T. (2011). The Concept of Ecosystem Services Regarding Landscape Research: A Review. *Living Reviews in Landscape Research* 5: 1.

Kienast, F., Bolliger, J., Potschin, M., de Groot, R.S., Verburg, P.H., Heller, I., Wascher, D., Haines-Young, R. (2009). Assessing Landscape Functions with Broad-Scale Environmental Data: Insights Gained from a Prototype Development for Europe. *Environmental Management* 44: 1099-1120.

Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis.* Island Press, Washington, DC.

Pérez-Soba, M., Petit, S., Jones, L., Bertrand, N., Briquel, V., Omodei-Zorini, L., Contini, C., Helming, K., Farrington, J. H., Mossello, M. T., Wascher, D., Kienast, F., De Groot,

R. (2008). Land Use Functions: A Multifunctionality Approach to Assess the Impacts of Land Use Change on Land Use Sustainability. In: Katharina Helming, Marta Pérez-Soba e Paul Tabbush (eds) *Sustainability Impact Assessment of Land Use Changes* (pp. 375-404). Springer, Berlin, Heidelberg.

Schößer, B., Helming, K., Wiggering, H. (2010). Assessing land use change impacts: a comparison of the SENSOR land use function approach with other frameworks. *Journal of Land Use Science* 5(2): 159-178.

SENSOR (2009). *SENSOR Sustainability Impact Assessment: Tools for Environmental, Social and Economic Effects of Multifunctional Land Use in European Regions.* Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research e.V., Müncheberg, Germany.

TEEB (2015). *TEEB for Agriculture & Food: an interim report.* United Nations Environment Programme, Geneva, Switzerland.

Verburg, P.H., van de Steeg, J., Veldkamp, A., Willemen, L. (2009). From land cover change to land function dynamics: A major challenge to improve land characterization. *Journal of Environmental Management* 90: 1327-1335.

Estratégia do Prado ao Prato – A conversão da Rede de Informação de Contabilidades Agrícolas em Rede de Informação de Sustentabilidade Agrícola

CRISTIANA VAZ

Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral (GPP)

As alterações climáticas têm sido uma preocupação constante por todo o mundo. A União Europeia (UE) tem adotado legislação ambiciosa em vários domínios estratégicos para cumprir os seus compromissos internacionais em matéria de luta contra as alterações climáticas. O Pacto Ecológico Europeu (*Green Deal*) e a estratégia de crescimento da UE para um futuro sustentável fomentam o desenvolvimento da Politica Agrícola Comum (PAC) em torno de uma arquitetura mais ecológica e ambiental.

A PAC e o Pacto Ecológico Europeu, juntamente com a Estratégia do Prado ao Prato (*Farm to Fork*) e a Estratégia de Biodiversidade, pretendem reduzir 50% das perdas de nutrientes, 20% da utilização de fertilizantes, 50% da utilização de pesticidas, 50% das vendas de antibióticos, e aumentar em 25% a SAU em Modo de Produção Biológico, elevando ainda para 10% da SAU os elementos de diversidade da paisagem.

A Politica Agrícola Comum, vinculada a outras políticas ambientais, tem sido renovada em cada período de programação com novos indicadores e metas ambientais, como parcerias ecológicas e inovadoras. É importante monitorizar e discernir, efetivamente, os efeitos desses instrumentos para permitir a avaliação das políticas. Isto implica a necessidade, cada vez maior, de estatísticas sobre o ambiente (físico, ecológico e socioeconómico) e a produtividade agrícola, com uma desagregação considerável de dados para permitir análises específicas para tais efeitos.

Além disso, é necessário compreender como as políticas influenciam o comportamento dos agricultores e as escolhas que fazem em termos de objetivos económicos *vs*. objetivos ambientais.

É neste âmbito que é proposta, como parte da Estratégia do Prado ao Prato, uma nova versão da Rede de Informação de Contabilidades Agrícolas (RICA). Esta alargaria os seus objetivos e passaria a incluir a componente ambiental e social na recolha de informação. Assim, seria possível aferir o desempenho das explorações agrícolas, recolhendo indicadores que permitam avaliar as novas metas ambientais e sociais propostas pela Comissão Europeia na sequência das novas estratégias já apresentadas, e conceder aconselhamento e orientação personalizados aos agricultores de forma a tornarem as suas explorações mais sustentáveis a vários níveis.

Surge assim a ideia de tornar a RICA numa rede de dados mais abrangente, a RISA, Rede de Informação de Sustentabilidade Agrícola.

RICA – Rede de Informação de Contabilidades Agrícolas

A Rede de Informação de Contabilidades Agrícola, criada em 1965 pelo Regulamento CE n.º 79/65, permite à Comissão Europeia acompanhar a situação económica e financeira das explorações agrícolas na União Europeia, disponibilizando dados sobre os rendimentos e as atividades económicas dessas explorações.

A RICA, considerada a única fonte europeia de dados microeconómicos harmonizados, tem sido essencial para o desenvolvimento e melhoria da Política Agrícola Comum, fornecendo uma visão abrangente da operacionalização das atividades das explorações agrícolas da UE. Os seus principais objetivos são:

- Avaliar, anualmente, os níveis de rendimento dos principais tipos de exploração agrícola;
- Disponibilizar a informação necessária para a preparação e acompanhamento das medidas de política agrícola relacionadas com as estruturas produtivas e com os mercados.

Os dados desta rede comunitária de informação são cedidos voluntariamente pelos empresários agrícolas e são utilizados para efeitos de análise no desenvolvimento e na avaliação da PAC.

Em Portugal, os procedimentos de recolha de informação iniciaram-se em 1981, em resultado do pedido formulado para a adesão à então Comunidade Económica Europeia, cujas negociações já decorriam[1], tendo o nosso país participado neste projeto até aos dias de hoje.

RISA – Rede de Informação de Sustentabilidade Agrícola

A Rede de Informação de Sustentabilidade Agrícola visa ser uma extensão da RICA, continuando a responder às necessidades da PAC, de forma a acompanhar a evolução das prioridades, onde para além da dimensão económica, também se quantificam as questões ambientais e sociais.

Neste momento, a RICA disponibiliza dados económicos ao nível da exploração agrícola, e apesar de conter alguns dados sociais e ambientais (práticas agrícolas, bem-estar animal, mão-de-obra, etc.), estes são limitados para fazer uma avaliação precisa de uma exploração agrícola de modo a identificar e implementar metodologias mais sustentáveis, conseguindo assim atingir as metas socioeconómicas, ambientais e climáticas definidas na reforma da PAC e no Pacto Ecológico Europeu.

A Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural da Comissão Europeia (DG AGRI) estabeleceu um roteiro para definir o âmbito da aplicação da RISA, avaliar a viabilidade da proposta de conversão da RICA em RISA, identificar desafios e potenciais soluções assim como avaliar formas de simplificação da mesma.

Os objetivos desta conversão, descritos no roteiro supramencionado, são:

- Manter e melhorar o papel atual da RICA como fonte central de dados económicos e financeiros das explorações agrícolas da UE, e uma fonte de dados de referência de indicadores relacionados com a futura PAC;
- Adicionar informação ambiental e social de modo a permitir uma avaliação abrangente do desempenho das explorações agrícolas;
- Reforçar a importância da RICA/RISA para o desenvolvimento de políticas, pesquisa, avaliação e análise;

[1] Despacho Normativo n.º18/81: https://data.dre.pt/eli/despnorm/18/1981/01/14/p/dre/pt/html

- Simplificar os sistemas e as práticas existentes de recolha de dados, inovando com práticas modernas;
- Melhorar o desempenho das práticas agrícolas, tornando as explorações mais sustentáveis;
- Acelerar o uso de novas tecnologias na agricultura, assim como para a recolha de informação (simplificando e reduzindo o tempo despendido na recolha de dados, por exemplo).

Nesse documento, são também identificadas as necessidades para se conseguir atingir estes objetivos:

- Simplificar a recolha de dados e reduzir a carga administrativa ao interligar a RICA com outras ferramentas de gestão de dados já existentes, como sistemas integrados de administração e controlo, fontes estatísticas nacionais, bem como utilizar novas tecnologias (por exemplo: dados geoespaciais gerados através do Programa Espacial Europeu);
- Adicionar variáveis-chave relativamente às questões ambientais e sociais, verificar e reavaliar as variáveis económicas já existentes;
- Fornecer os dados da exploração agrícola para consultoria agrícola, *benchmarking*, verificação, pesquisa e inovação, permitindo serviços de consultoria personalizados;
- Tornar mais aliciante a participação na RISA. Existem agricultores que achariam benéfico partilhar os seus dados agrícolas em troca de uma avaliação de desempenho ao nível da sustentabilidade;
- Basear cada vez mais as políticas agrícolas em factos, reduzindo assim o custo associado a avaliações e monitorizações, pela utilização de um sistema RISA, centralmente localizado, com uma estrutura que cubra as três dimensões (económica, social e ambiental) que descrevem o contexto das explorações agrícolas.

A Comissão Europeia criou grupos de trabalho internos no âmbito da RICA, está a realizar consultas a todos os intervenientes, e irá promover seminários, reuniões e conferências para uma ampla divulgação e integral esclarecimento desta proposta.

Neste momento, já existem alguns estudos onde foram avaliadas novas variáveis a ter em conta na RISA. De entre elas, pode-se realçar variáveis relacionadas com emissões de gases com efeito de estufa, diversidade de culturas, uso eficiente de nutrientes, informações detalhadas sobre pesticidas, inovação, sucessão, compromisso social, horas de trabalho semanal, satisfação laboral, férias, contactos de assistência técnica, entre outras.

Houve, da parte da DG AGRI, a intenção inicial de este processo de transformação se efetivar já no exercício de 2023. No entanto, tendo em conta experiências do passado, e uma vez que esta alteração implica o acordo dos Estados-Membros e a subsequente alteração dos regulamentos associados, existem já posições que indicam que esse prazo dificilmente será atingido.

Com esta iniciativa, a Comissão Europeia pretende, em suma, alargar o âmbito da atual rede de recolha de dados sobre as explorações agrícolas da UE e permitir aferir o desempenho das mesmas, sendo possível fornecer aconselhamento e orientação personalizados aos agricultores e criando assim condições para que as suas explorações sejam mais sustentáveis e rentáveis economicamente. Pretende ainda tornar os sistemas agroalimentares mais justos e saudáveis, e mais benéficos para o ambiente e a sociedade, em consonância com os objetivos da PAC e do Pacto Ecológico Europeu.

N.º 23 〉 agosto de 2021

LEITURAS

CULTIVAR

S.m. Botânica. ***QUALQUER VARIEDADE VEGETAL CULTIVADA, SEJA QUAL FOR SUA NATUREZA GENÉTICA.***

Proposta de Regulamento dos Planos Estratégicos da PAC e os Indicadores Comuns de Impacto/ Contexto

ANA RITA MOURA E ANA TERESA SILVA

Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral (GPP)

Referência

TÍTULO: Proposta de Regulamento do Parlamento Europeu e do Conselho que define regras para o apoio aos planos estratégicos a estabelecer pelos Estados-Membros no âmbito da Política Agrícola Comum (planos estratégicos da PAC) e financiados pelo Fundo Europeu Agrícola de Garantia (FEAGA) e pelo Fundo Europeu Agrícola de Desenvolvimento Rural (FEADER), e que revoga o Regulamento (UE) n.º 1305/2013 do Parlamento Europeu e do Conselho e o Regulamento (UE) n.º 1307/2013 do Parlamento Europeu e do Conselho COM/2018/392 final - 2018/0216 (COD)
AUTOR: Comissão Europeia
TIPO DE DOCUMENTO: Texto legislativo
LOCALIZAÇÃO DO DOCUMENTO: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM%3A2018%3A392%3AFIN
IDIOMA: Português (original: inglês)
NÚMERO DE PÁGINAS: 153 (Anexos: 41)
DATA DA EDIÇÃO: 1 de junho de 2018

Palavras-chave: Plano Estratégico da PAC (PEPAC); monitorização; indicadores comuns de desempenho; indicadores de impacto/contexto; modelo de desempenho; Quadro Comum de Acompanhamento e Avaliação (CMEF); Quadro de Acompanhamento e Avaliação de Desempenho (PMEF); orientação para resultados; Pacto Ecológico Europeu; ambição climática ambiental

Resumo

A proposta da Comissão relativa ao Quadro Financeiro Plurianual (QFP) para 2021-2027, a qual estabelece o quadro orçamental e as principais orientações para a Política Agrícola Comum (PAC), coloca, aos Estados-Membros (EM) da União Europeia (UE), o desafio de um novo modelo de prestação e de uma PAC simultaneamente mais simples e mais ambiciosa no que respeita ao ambiente e à ação climática. A pre-

sente ficha incidirá sobre o modelo de prestação proposto, nomeadamente sobre os indicadores comuns de desempenho (indicadores de impacto/contexto) de caráter ambiental e climático.

A presente proposta de Regulamento PEPAC[1] encontra-se estruturada em várias partes, destacando-se os objetivos (gerais e específicos) e indicadores da nova PAC (do artigo 5º ao artigo 7º); os requisitos ligados a cada uma das tipologias de intervenção (do artigo 8º ao artigo 78º): pagamentos diretos, intervenções setoriais e desenvolvimento rural; as disposições financeiras (do artigo 79º ao artigo 90º); as etapas referentes à elaboração, submissão, aprovação e eventual alteração do PEPAC (do artigo 91º ao artigo 109º); a coordenação e governação do PEPAC (do artigo 110º ao artigo 114º); e o modelo de prestação (do artigo 115º ao artigo 129º). Fazem ainda parte da proposta os anexos ao Regulamento, dos quais se destaca o Anexo I, que estabelece todos os indicadores comuns de desempenho (impacto/contexto, realização e resultado) do PEPAC.

A proposta de Regulamento da Comissão, de 1 de junho de 2018, foi objeto de prolongadas negociações, tendo sido alcançado um acordo político em julho de 2021 entre o Conselho, o Parlamento e a Comissão Europeia. Especificamente, o Anexo I tem sofrido alterações no âmbito das negociações com a adição de novos indicadores ou alteração (e.g. metodológica) de outros, não se encontrando ainda disponível o texto final.

Com o novo modelo de prestação da PAC pretende-se que o exercício de acompanhamento e de avaliação não se restrinja apenas à conformidade dos pagamentos dos apoios aos agricultores e outros beneficiários previstos, mas garanta também que os mesmos são mais orientados para resultados, obrigando a um processo de monitorização dos apoios associados quer ao desempenho financeiro quer ao desempenho físico, refletindo nomeadamente a maior ambição climática e ambiental da UE.

A proposta de Regulamento de 2018 é clara nesse aspeto quando propõe "*como forma de melhorar o desempenho da PAC, um novo modelo de prestação, para que a política passe a centrar-se no desempenho e não no cumprimento, e para reequilibrar com mais subsidiariedade as responsabilidades da UE e as dos Estados-Membros*."

Assim, é proposto que o desempenho da PAC se baseie nomeadamente no acompanhamento e verificação do cumprimento dos objetivos/metas estabelecidos no PEPAC, quer ao nível dos objetivos específicos (via indicadores comuns de resultado) quer ao nível das intervenções (via indicadores comuns de realização)[2]. Contudo, antes deste processo (fase de implementação da política), no que concerne a preparação dos PEPAC, terá de ocorrer uma fase de avaliação das necessidades de cada EM, com base num diagnóstico e análise SWOT[3] da situação atual do setor e das zonas rurais para cada objetivo específico, nomeadamente os objetivos de caráter ambiental e climático.

No fundo, trata-se de compreender o momento presente para estabelecer metas adequadas para o futuro. Compreender o momento atual significa

---

1 PEPAC – Plano Estratégico da Política Agrícola Comum

2 Acresce que, apesar de os indicadores comuns de resultado serem reportados todos os anos, de dois em dois anos (2025 e 2027) será realizada uma análise de desempenho (*performance review*) para alguns indicadores principais (*core*), para os quais foram estabelecidos objetivos e metas intermédios nos PEPAC. O valor obtido para cada um destes indicadores é então comparado com o objetivo/meta intermédio estabelecido. O desvio ou variação face ao objetivo/meta intermédio é calculado, sendo que se for significativamente superior ao valor esperado, os EM devem apresentar uma justificação e, se necessário, submeter um plano de ação. Em última instância, podem ocorrer suspensões de pagamentos/correções financeiras.
Além disso, todos anos é analisada a "validação de desempenho" (*performance clearance*) de cada intervenção prevista no PEPAC, com base na relação entre o montante unitário obtido no ano e o montante unitário previsto no PEPAC. De destacar que o montante unitário é calculado a partir do rácio entre a despesa pública e o indicador comum de realização específico da intervenção. O desvio ou variação face ao montante unitário programado é calculado e se for significativamente superior ao esperado poderá ser necessário recorrer a um plano de ação e, em última instância, podem ocorrer suspensões de pagamentos/correções financeiras.

3 Análise SWOT – Sistema de análise simples que se baseia na identificação dos pontos fortes, pontos fracos, oportunidades e ameaças.

recorrer à análise de um conjunto de indicadores de contexto, dos quais os comuns são obrigatórios para os EM e encontram-se elencados no Anexo I do Regulamento (o EM pode também recorrer a outros indicadores que ache pertinentes – específicos). Do conjunto de indicadores comuns destacam-se os que também vão servir de base para a avaliação de impacto da PAC, depois de terminar o período de implementação da mesma.

No quadro anterior (2014-2020), foi estabelecido em Regulamento de Execução[4], o conjunto dos indicadores comuns de contexto que suportam o Quadro Comum de Acompanhamento e Avaliação (CMEF, na sigla inglesa). A grande maioria destes indicadores relaciona-se com o futuro Quadro de Acompanhamento e Avaliação de Desempenho (PMEF, na sigla inglesa), permitindo uma continuidade na análise dos indicadores entre quadros comunitários, apesar de alguns deles apresentarem algumas adaptações ou novas exigências. Os indicadores comuns de contexto, dependendo da fase em que são utilizados, denominam-se indicadores de contexto (sendo identificados pela letra "C" mais o seu número de ordem na listagem pré-estabelecida que fará parte do Anexo I do regulamento base), quando são utilizados na construção dos diagnósticos por Objetivo Específico do PEPAC ou denominam-se indicadores de impacto (sendo identificados pela letra "I" seguida do respetivo número de ordem da listagem anteriormente referida), quando são utilizados na fase de avaliação do desempenho do PEPAC de cada EM. Contudo nem todos os indicadores comuns de contexto são utilizados na avaliação do desempenho do PEPAC. Dos 48 indicadores de contexto considerados na elaboração dos diagnósticos, 23 não são considerados indicadores de impacto, uma vez que avaliam fatores que não dependem da PAC, como a caraterização da população, superfície do país, a tipologia das explorações agrícolas, estrutura etária dos agricultores, mão-de-obra das explorações agrícolas, formação dos agricultores, as áreas da Rede Natura 2000, as áreas com constrangimentos naturais e outros indicadores semelhantes.

Em particular, os indicadores relativos à dimensão ambiente/clima (na sua maioria são também indicadores de impacto) diferenciam-se nas temáticas da água (utilização de água e qualidade da água), solo (matéria orgânica no solo e erosão do solo pela água), biodiversidade (índice de aves em área agrícola, percentagem de espécies e de habitats de interesse comunitário relacionadas com a agricultura estáveis ou com tendências de crescimento/aumento), superfície agrícola (área agrícola em Rede Natura 2000, área agrícola com elementos da paisagem, áreas que enfrentam restrições naturais ou outras restrições específicas e diversidade das culturas), ar (emissões de amoníaco pela agricultura), energia (produção sustentável de energia renovável a partir da agricultura e silvicultura e utilização de energia na agricultura, silvicultura e indústria alimentar), clima (emissões de GEE pela agricultura, indicador de progresso da resiliência do setor agrícola, perdas diretas da agricultura atribuídas a catástrofes), práticas agrícolas (área agrícola em agricultura biológica e intensificação agrícola) e saúde (vendas/utilização de produtos antimicrobianos em produção animal e risco, uso e impacto dos pesticidas).

Acresce que, idealmente, quando se pretende analisar o contexto atual de uma região/setor ou o impacto da política depois de terminado o período de implementação da mesma, os indicadores devem ser comparáveis entre EM (as metodologias seguidas, assim como os conceitos de base, devem ser harmonizados), mensuráveis (os dados devem ser quantificados), regulares (para permitir acompanhar a evolução dos mesmos ao longo do tempo), disponíveis numa fonte comum, atuais (para fazer uma análise o mais próxima possível do momento presente), específicos (permitindo uma avaliação causa-efeito mais direta da política), relevantes (deverão ser capazes de responder aos objetivos), obrigatórios para todos os EM (os indicadores de comunicação voluntária não deveriam ser aplicáveis), evoluídos (mais robustos, ou seja, que se encontram numa fase de desenvolvimento mais madura), suficientes (um indicador pode não ser suficiente para avaliar o impacto da PAC em relação a uma determinada temática, podendo ser

[4] Regulamento de Execução (UE) n.º 808/2014 da Comissão, de 17 de julho de 2014

necessário complementar a informação com mais indicadores) e regionalizados (e.g. quando se pretende analisar as zonas rurais).

Em particular, os indicadores de âmbito ambiental ou climático são, em geral, baseados em estimativas e/ou são indiretos, são fornecidos de forma mais espaçada no tempo (e.g. informação bienal, trianual, de 6 em 6 anos) para permitir "visualizar" mais claramente a resposta do ambiente/clima às intervenções humanas (nomeadamente, as políticas públicas), a interpretação dos resultados está sujeita a um maior grau de incerteza (existem muitos fatores exógenos não controláveis, nomeadamente fatores naturais, que podem influenciar os valores obtidos; se o momento e o local das amostras não se mantiverem ao longo do tempo os resultados podem vir enviesados).

Comentários aos indicadores comuns de contexto/impacto ligados às temáticas do ambiente e clima

Apesar da sua utilidade na análise da situação atual ou na avaliação do desempenho da política, os indicadores comuns (de contexto/impacto) previstos na PAC podem apresentar algumas limitações (algumas delas já referidas), sendo necessária alguma prudência na interpretação dos resultados. Seguem-se alguns comentários sobre limitações por indicador:

- **C19 (área agrícola em REDE Natura 2000)**: indicador anual/bienal, que fornece informação relativa à percentagem da área protegida pela Rede Natura 2000 (RN2000) na qual é exercida atividade agrícola ou silvícola. Este indicador é um dos que transitou do CMEF para o PMEF, tendo sido reforçado com 2 novos subindicadores e sendo atualmente constituído por um total de 5 subindicadores (percentagem do território que é coberta pela RN2000; percentagem de área agrícola em RN2000; percentagem de área agrícola e de pastagem natural em RN2000; percentagem de área florestal em RN2000 e percentagem de área florestal e de vegetação arbustiva lenhosa de transição em RN2000). O cálculo deste indicador combina a informação da RN2000 e os dados do CORINE Land Cover[5], que apesar de apresentarem classes de ocupação de solo diferentes da classificação estatística da SAU[6] ou da floresta, na sobreposição com os dados da RN2000 fornecem uma estimativa precisa do uso do solo dentro da Rede. Sendo um indicador possível de calcular com uma frequência de 2 em 2 anos, pode-se considerar que é robusto.
- **C20 (áreas que enfrentam restrições naturais e outras restrições específicas)**: este indicador mede a importância das áreas que enfrentam restrições naturais e outras restrições específicas na SAU, sendo elegíveis para pagamentos aos agricultores. As delimitações destas áreas podem sofrer alterações ao longo do tempo, por exemplo se uma restrição for ultrapassada numa determinada área em resultado de um investimento. Os dados relativos a estas áreas são reportados pelos EM durante o período de programação da política. Existem diferenças entre EM na delimitação destas áreas podendo ser utilizadas diferentes unidades administrativas, embora em geral se recorra ao nível municipal (LAU2[7]).
- **C21/I20 (área agrícola com elementos da paisagem)**: indicador novo relativamente ao CMEF, o que vai inviabilizar qualquer análise comparativa entre QFPs; não há continuidade para este indicador. É um indicador constituído por 2 indicadores específicos: percentagem de superfície agrícola com elementos da paisagem (que

[5] CORINE Land Cover (CLC) é um projeto do programa CORINE que teve início em 1985 e cujo objetivo é a produção de cartografia de ocupação e uso do solo nos países da União Europeia. Consiste num inventário da cobertura do solo em 44 classes. O CLC usa uma Unidade de Mapeamento Mínima (MMU) de 25 hectares (ha) para fenómenos de área e uma largura mínima de 100 m para fenómenos lineares.

[6] Superfície Agrícola Utilizada

[7] LAU2 – Local Administrative Units (Unidades Administrativas Locais). Para responder à exigência de estatísticas a nível local, o Eurostat mantém um sistema de LAU compatível com as NUTS. As LAU são os blocos de construção das NUTS e incluem os municípios e freguesias da União Europeia.

corresponde ao indicador de impacto I.20), e um índice complexo da estrutura dos elementos da paisagem. Este indicador pretende estimar a área agrícola com elementos da paisagem. Os elementos da paisagem poderão contemplar: elementos lineares (como sebes) ou superfícies (como árvores, bosquetes, etc.), massas de água e zonas húmidas (lagos, charcos, massas de água, cursos de água, etc.), áreas de gestão/intervenção moderada (como orlas dos campos), sendo decisão do EM identificar os elementos da paisagem existentes no seu território de acordo com as diretrizes da Comissão. Para além de ser um novo indicador, apresenta o constrangimento de se encontrar em desenvolvimento, ou seja, a sua metodologia de cálculo ainda está a ser desenvolvida pelo JRC[8] com o apoio da DG ENV, prevendo-se que o projeto em curso termine no final de 2021 e que seja disponibilizado o acesso ao indicador em 2022. O facto de ainda não se encontrar disponível para consulta inviabiliza a sua utilização pelos EM na elaboração do diagnóstico e análise SWOT. A Comissão aconselha o recurso a indicadores indiretos (*proxy*) aos EM que tencionem apresentar os respetivos Planos até final de 2021. A este constrangimento, acresce a incerteza sobre se o seu resultado corresponderá com precisão ao objetivo para o qual foi concebido.

- **C21a/I20a (diversidade de culturas)**: o objetivo do indicador consiste em medir a agro-biodiversidade nos sistemas agrícolas (em que um sistema agrícola de menor diversidade/monocultura poderá estar associado a uma perda de serviços de ecossistemas e, por oposição, um sistema agrícola mais diverso/policultural estará associado a maiores valores de biodiversidade). É um indicador constituído por dois subindicadores: diversidade das culturas na exploração agrícola e diversidade das culturas na região. Com este indicador pretende-se saber a distribuição das explorações agrícolas por número de culturas efetuadas anualmente (mais especializada/menos culturas a menos especializada/mais culturas) e por classes de dimensão física da terra arável (e.g. distribuição das explorações mais especializadas/menos culturas). O acesso a esta informação requer um pedido ao Eurostat (não é de consulta direta). A frequência de recolha de informação é bienal (IEEA)[9] ou decenal (RA).[10] Este indicador não integra toda a SAU (são utilizadas as classes de dimensão física da terra arável), encontrando-se excluída a área em culturas permanentes e em pastagens permanentes (e.g. não permite medir a importância dos sistemas agroflorestais em PT). Na análise deste indicador dever-se-á ter sempre presente que, o facto de uma exploração concentrar na sua terra arável uma única cultura não significa necessariamente que é menos eficiente na utilização de *inputs* como fertilizantes ou fitofármacos. E, da mesma forma, o facto de uma exploração ser mais diversificada não significa que seja mais eficiente na gestão dos *inputs*, não contribuindo dessa forma para a proteção da biodiversidade. Por isso, o indicador deverá ser analisado com prudência.
- **C32 (área agrícola em Agricultura Biológica)**: este indicador é calculado todos os anos (com referência ao ano anterior) com base nas estatísticas do Modo de Produção Biológico (MPB)[11] (numerador), e no valor da SAU total (denominador), que é estimado de acordo com as estatísticas anuais da produção vegetal (principais culturas vegetais). As estatísticas do MPB começaram a ser recolhidas, tratadas e disseminadas em 1997 com base num acordo voluntário. Só mais tarde, em 2008, seguindo o Regulamento

[8] Joint Research Center ou Centro Comum de Investigação é o serviço científico interno da Comissão. Os seus trabalhos de investigação fundamentam as políticas da UE, através de aconselhamento científico independente, baseado em dados concretos.

[9] IEEA – Inquérito às Estruturas das Explorações Agrícolas

[10] RA – Recenseamento Agrícola

[11] O MPB é um sistema global de gestão das explorações agrícolas e de produção de géneros alimentícios que combina as melhores práticas ambientais, um elevado nível de biodiversidade, a preservação dos recursos naturais, a aplicação de normas exigentes em matéria de bem-estar dos animais e métodos de produção em sintonia com a preferência de certos consumidores por produtos obtidos utilizando substâncias e processos naturais. (DGADR)

da COM nº 889/2008, começou a ser recolhida informação de divulgação obrigatória, embora concisa. Mais recentemente, em 2012, passou a ser utilizado um novo questionário para a recolha de informação, que tem vindo a sofrer melhorias todos os anos. Trata-se portanto de um indicador pouco evoluído (a metodologia tem vindo a sofrer desenvolvimentos todos os anos), que apresenta uma série de dados curta (a partir de 2012), a SAU total (denominador) é uma estimativa baseada na área cultivada das principais produções vegetais, os valores regionais (NUTS II) são obtidos com uma frequência decenal (RA – com base no universo) ou bienal (IEEA – com base em amostras), ou seja, os valores regionais e nacionais têm por base metodologias diferentes. Apesar das limitações expostas, o indicador é utilizado para avaliação do cumprimento das metas estabelecidas pela UE ao nível dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável e do Pacto Ecológico Europeu.

- **C33 (intensificação agrícola)**: trata-se de dois indicadores anuais: o principal (evolução da estrutura da SAU por grau de intensificação – RICA[12]) e o complementar (evolução do consumo médio de *inputs* por hectare de SAU, a preços constantes – Contas Económicas da Agricultura, CEA). A estimativa do volume de *inputs* médios consumidos pelo EM (fertilizantes, pesticidas e alimentação animal) baseia-se nas CEA e é expressa em euros/ha. Apesar de nos dar uma estimativa do consumo por hectare, não permite analisar as diferenças de preços entre países e dentro de cada categoria de *inputs*. Sendo assim, numa segunda fase, e de acordo com a informação RICA, a SAU é classificada como de alta (>q66), média (33<q<66) ou de baixa (<=q33) intensificação, de acordo com o quantil associado e respetivo valor em euros/ha. Quanto ao indicador principal, refira-se que a série de dados teve início em 2004, que a classificação da SAU nacional por grau de intensificação pode variar bastante entre regiões, em resultado nomeadamente das diferenças por tipologia de OTE[13], e que a fonte de informação RICA se baseia em amostras recolhidas todos os anos abrangendo apenas explorações agrícolas acima de uma determinada dimensão (exploração agrícola comercial). A própria página metodológica refere que "*It is not the ideal measurement of intensity; however, it is the best estimate that we can obtain until now from the available data.*"[14] Para calcular o grau de intensificação da SAU poderia ser adicionado um maior nível de detalhe, nomeadamente o tipo de fertilizante ou de fitofármaco utilizado e em que quantidade, o grau de especialização da exploração agrícola, o número de plantas por hectare, o número de animais por categoria e por tipo de sistema de exploração, etc.
- **C35/I18 (índice de aves em área agrícola – FBI[15])**: é um indicador indireto (as aves estão num nível elevado da cadeia alimentar e por isso são consideradas um bom indicador do estado geral da biodiversidade) cujo objetivo é avaliar o estado da biodiversidade nas zonas rurais europeias e que já existia no CMEF, ou seja, a continuidade entre quadros está assegurada. Este é um índice composto que mede a taxa de ocorrência de alterações nas populações (abundância) das espécies de aves comuns que dependem das superfícies cultivadas. Portugal utiliza um indicador *proxy* do FBI, o Índice de Aves Comuns de Zonas Agrícolas (IACZA), o qual é produzido com os dados obtidos através do Censo de Aves Comuns (CAC), que é um programa de monitorização a longo prazo das aves comuns nidificantes em Portugal e dos seus

12 RICA – Rede de Informação de Contabilidades Agrícolas. A RICA permite à Comissão Europeia acompanhar a situação das explorações agrícolas na UE, disponibilizando dados sobre os rendimentos e as atividades económicas das explorações agrícolas. Estes dados são utilizados para efeitos de análise no desenvolvimento e avaliação da PAC.

13 OTE – Orientação Técnico Económica

14 Tradução livre: "Embora não seja a forma ideal de medir a intensidade, é a melhor estimativa que conseguimos obter até à data com base nos dados disponíveis".

15 FBI – Farmland Birds Index

habitats. Foi lançado pela Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (SPEA), em 2004, no Continente e na Madeira, tendo sido iniciado nos Açores em 2007. Entre o FBI e o IACZA existem diferenças na metodologia de cálculo e na cadência de recolha de dados: enquanto o FBI atualiza os seus dados de 3 em 3 anos, o IACZA, alimentado pelo CAC, pode ser atualizado anualmente, o que lhe confere uma maior robustez. Contudo, sendo um índice nacional, não é possível efetuar a comparação com os restantes EM. Sendo o IACZA um indicador indireto, deve-se ter muito cuidado na sua interpretação. Há abundante literatura sobre o impacto das atividades agrícolas nas aves das zonas rurais, mas não nos podemos esquecer que há muitos outros fatores que afetam o estado das suas populações, e a importância relativa desses fatores ao longo do tempo ainda não é bem compreendida.

- **C36/I19 (percentagem de espécies e habitats de interesse comunitário, relacionadas com a agricultura, estáveis ou com tendências de crescimento)**: é um indicador novo, no entanto, é possível avaliar a sua evolução entre Quadros, uma vez que é possível calcular o indicador para o anterior QFP (existem dados para Portugal a partir do período 2001-2006). Este indicador baseia-se nos dados reportados, de 6 em 6 anos, pelos EM, em cumprimento do disposto no artigo 17.º da Diretiva Habitats[16]. Este indicador avalia as tendências do estado de conservação dos habitats e espécies de interesse comunitário, ou seja, dos habitats e espécies relevantes listados nos anexos da Diretiva Habitats que são considerados fortemente ligados aos agroecossistemas. A composição das espécies e dos habitats variará entre as regiões biogeográficas[17] e entre os EM, sendo apenas consideradas as espécies e habitats que estejam fortemente relacionados com a atividade agrícola e/ou pecuária. Este indicador contribuirá para a reflexão sobre o impacto da agricultura na manutenção e restauração de componentes importantes da biodiversidade da UE. No entanto:
  a) Deve-se ter em consideração o intervalo de tempo variável que poderá ocorrer entre a implementação de alterações das práticas agrícolas e o impacto das mesmas nos habitats e nas espécies, que dependem dos agroecossistemas (poderá não ser suficiente um ciclo de avaliação);
  b) É preciso não esquecer que outros fatores, como as alterações climáticas, espécies invasoras e outras pressões antrópicas, influenciam também o estado e as tendências das espécies e dos habitats.

  A simplicidade deste indicador é a sua mais-valia e o seu foco nas tendências torna-o um indicador robusto. Contudo, o calendário para a apresentação dos relatórios que sustentam este indicador não se coaduna com o calendário da PAC; a base de referência (*baseline*) deverá ser definida no início do período de financiamento (2023) e, a partir dessa data, utilizar-se-ão as datas de reporte estabelecidas pela Diretiva (2019-2025-2031). Além disso, persistirá uma lacuna entre o período relatado e o período de implementação da PAC e a avaliação intercalar do indicador poderá ser um constrangimento, devido à frequência de 6 anos para a entrega do relatório, imposta legalmente pela Diretiva.

- **C37/I17 (utilização da água na agricultura)**: indicador novo, sem equivalente no CMEF. A utilização da água na agricultura é avaliada com recurso ao Índice de Escassez Hídrica (WEI +)[18], o qual fornece uma medida estimada

[16] Diretiva 92/43/CC do Conselho, de 21 de maio

[17] As regiões biogeográficas correspondem a zonas definidas na distribuição global da biodiversidade. As espécies pertencentes a cada uma destas zonas evoluíram de forma independente, ao longo do tempo, criando faunas e floras características de cada região. Na EU, são consideradas 9 regiões biogeográficas: região alpina, atlântica, Mar Negro, boreal, continental, macaronésica, mediterrânica, panónica e estépica (artigo n.º 1.º (c) (iii) da Diretiva 92/43/CC do Conselho, de 21 de maio.

[18] WEI+ - Water Exploitation Index Plus: é definido como a razão entre o volume total de água captado e as disponibilidades hídricas renováveis, calculadas através da expressão: Disponibilidades hídricas renováveis = Precipitação – Evapotranspiração + Afluências externas – Necessidades hídricas + Retornos.

da utilização total (quantidade) da água como percentagem dos recursos renováveis de água doce (subterrâneos e superficiais), para um determinado território e período de tempo. O WEI+ permite uma avaliação quer nacional, quer regional e sazonal da escassez de água, tomando em consideração a utilização da água (captação de água – retorno da água). Identifica também as áreas propensas à ocorrência de stresse hídrico devido ao excesso de captação e utilização de água sazonalmente em relação aos recursos disponíveis. Este indicador é de frequência anual a nível nacional, mas ao nível das bacias hidrográficas é mensal, sazonal e anual. Permite determinar mais 2 indicadores específicos relacionados com a utilização da água: (1) indicador específico que expressa a pressão relativa da agricultura em comparação com outros setores da economia e (2) indicador específico que expressa a variação ao longo do tempo do volume de água utilizado pela agricultura, ambos a nível nacional e numa base anual. É um indicador promissor mas que necessita de evoluir, por forma a tornar-se mais preciso quando utilizado a diferentes escalas (nacional vs. regional, anual vs. sazonal). A sua robustez é "ameaçada" pela existência de lacunas temporais na cobertura dos dados, especialmente na captação de água. Desde 2010, que a taxa de notificação dos EM sobre a captação de água para irrigação tem diminuído drasticamente. Lacunas semelhantes no fornecimento de dados observam-se no questionário conjunto do EUROSTAT e da OCDE, o que condiciona o fornecimento duma visão geral robusta sobre a pressão da irrigação em recursos hídricos renováveis.

- **C38/I15 e I16 (qualidade da água)**: este indicador sofreu uma evolução desde o CMEF, passando a ser constituído por 3 indicadores específicos: (1) balanço bruto de azoto[19], de frequência anual, de nível nacional e que ilustra as potenciais ameaças à qualidade da água quando se verifica um excedente de azoto em solos agrícolas. Por outro lado, um défice em azoto nos solos agrícolas representa uma ameaça para a qualidade dos solos, motivo pelo qual este indicador deve ser analisado com muito cuidado. Acresce ainda que, por se basear em dados nacionais e os balanços serem anuais, o indicador pode mascarar variações regionais ou mensais relevantes. No entanto, considerando que este indicador engloba os principais parâmetros de avaliação do excedente de azoto, é um indicador robusto do risco de lixiviação de nutrientes, diretamente relacionado com a agricultura. Contudo, tem o inconveniente de ser um indicador indireto, uma vez que mostra os riscos potenciais, dependendo das condições locais do solo e práticas de gestão das explorações, ao invés das tendências reais de qualidade da água. Tem ainda o inconveniente de ser um indicador cativo das metodologias utilizadas para calcular os coeficientes e das disponibilidades dos coeficientes nacionais, além da necessidade de recálculo dos coeficientes quando as práticas nacionais mudam; (2) balanço bruto de fósforo, de frequência anual, ao nível nacional e, tal como o indicador específico (1), fornece uma estimativa do potencial de poluição da água. Representa a ameaça potencial total do excedente de fósforo em solos agrícolas para o meio ambiente. Quando o fósforo é aplicado em excesso, pode causar poluição e eutrofização quer das águas superficiais, quer das subterrâneas. Este indicador específico não considera os dados cumulativos do excedente de fósforo, ou seja, pode existir o risco de degradação da qualidade da água provocada por um excedente de fósforo que ocorreu no passado e não de um excedente atual. Esta deficiência no indicador é particularmente importante em solos saturados em fósforo, nos quais ocorre lixiviação, mesmo em áreas em que se observa um excedente negativo; e (3) nitratos nas águas subterrâneas, com base no relatório da Diretiva Nitratos[20], com

[19] Os balanços de azoto são monitorizados por obrigação legal estabelecida pela Diretiva-Quadro Água (Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro) e da Diretiva Nitratos (Diretiva 91/676/CEE do Conselho, de 12 de dezembro).

[20] Diretiva 91/676/CEE do Conselho, de 12 de dezembro.

uma frequência de 4 em 4 anos, ao nível nacional e das bacias hidrográficas. Este indicador mostra o impacto potencial da agricultura na qualidade da água subterrânea devido à poluição por nitratos. Consiste num índice que mede a percentagem dos pontos de recolha da Rede Nitratos de águas subterrâneas que apresentam uma concentração de nitratos (NO3-mg/l) acima dos 50 mg/l de água. Este indicador faz a ligação com o objetivo da Diretiva Nitratos de controlar a poluição "azotada" e a exigência de os EM identificarem as águas subterrâneas que apresentem valores de nitratos > 50 mg/l. Este indicador específico apresenta, no entanto, alguns inconvenientes: (1) a cadência na sua atualização está dependente do fornecimento de dados por parte dos EM; (2) o facto de corresponder a uma média nacional mascara as variações à escala individual das estações de recolha da Rede Nitratos (ex: 13% das estações de recolha europeias, em 2009, excederam o limiar dos 50 mg NO3/l; (3) a frequência e a quantidade de dados recolhidos por estação de monitorização varia entre os EM.

- **C39/I11 (matéria orgânica do solo na área agrícola)**: a matéria orgânica do solo pode variar muito consoante os fatores naturais (e.g. clima, cobertura do solo, vegetação, topografia) e/ou antropomórficos, podendo ser difícil estimar com precisão quais os impactos da PAC sobre a matéria orgânica do solo. Baseando-se a metodologia LUCAS[21] em 27 mil amostras da camada superficial do solo (sendo uma estimativa, o seu valor real estará subestimado), a leitura deverá ser analisada com prudência, pois existe sempre algum grau de incerteza em relação à informação disponibilizada. Daí a importância de cruzar esta informação com bases de dados nacionais mais detalhadas. Existe informação para 2009-2012 e 2015, estando 2018 a ser analisado e prevendo-se uma nova campanha de recolha de dados em 2022; ou seja, não se trata de informação muito atualizada para efeitos de preparação do PEPAC. Além disso, se considerarmos que as alterações climáticas estão a tornar-se cada vez mais intensas e frequentes, o indicador poderá não ser capaz de refletir com rigor as alterações ao nível da matéria orgânica do solo, porque para isso teria de ser obtido com maior frequência.
- **C40/I13 (erosão do solo pela água)**: este indicador compreende 2 subindicadores desenvolvidos pelo JRC: a taxa estimada de perda de solo por erosão hídrica e a percentagem de SAU em risco de erosão moderada e severa (moderada: 5 a 10 t/ha/ano; severa: mais de 10t/ha/ano). O modelo RUSLE2015[22] fornece uma estimativa da erosão do solo pela água a partir de informação de erosividade da precipitação (este modelo não permite a medição da erosão pelo vento), erodibilidade do solo, declive, comprimento da encosta, cobertura do solo, gestão do solo e práticas de suporte para controlo da erosão. Note-se que a erosividade da precipitação (capacidade de a água causar erosão dependerá nomeadamente da intensidade e duração da precipitação) foi calculada por toda a UE com informação recolhida por mais de 1 500 estações meteorológicas. A erodibilidade do solo (de que forma reage o solo aos processos erosivos da água) é estimada para cada um dos 20 mil pontos de amostragem LUCAS. O intervalo de tempo disponível, de 6 em 6 anos (2000-2006-2012; atraso de 3 a 4 anos entre a amostragem, ou inquérito, e a publicação da informação), é limitado, com as variações a deverem-se nomeadamente a alterações de uso do solo (como indicado pelo CORINE Land Cover) e/ou práticas de gestão – através da informação dos IEEA e LUCAS). Por consequência, a interpretação da informação deverá ser feita com precaução, podendo ser complementada com mapas nacionais mais detalhados.
- **C41/I12 (produção sustentável de energia renovável a partir da agricultura e silvicultura)**: trata-se de um indicador constituído por 4 subindicadores (Estatísticas da Energia – Euros-

[21] https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=LUCAS_-_Land_use_and_land_cover_survey

[22] https://esdac.jrc.ec.europa.eu/themes/rusle2015

tat; Relatórios de progresso sobre a Diretiva da Energia Renovável): produção de energia renovável a partir de biomassa agrícola em toneladas equivalente petróleo, tep (inclui biodiesel, bioetanol, biocombustível de segunda geração, biogás[23], biomassa para produção de calor e energia); produção de energia renovável a partir de biomassa florestal em ktep; produção de energia renovável da agricultura e silvicultura (somatório dos 2 indicadores anteriores); peso da biomassa agrícola e florestal na produção energia primária renovável. Não existe informação regional para este indicador.

- **C42 (utilização de energia na agricultura, silvicultura e indústria alimentar)**: indicador constituído por 3 subindicadores (a partir dos questionários conjuntos IEA/OCDE-Eurostat-UNECE[24]): utilização direta de energia pela agricultura e silvicultura (total e por hectare – a SAU total é estimada a partir das estatísticas da produção vegetal); utilização direta de energia pela indústria alimentar. Existem algumas limitações do indicador: a energia indireta utilizada pela agricultura não é considerada (e.g. produção de fertilizantes, pesticidas, alimentação animal); não existe separação entre consumo de energia pela agricultura e silvicultura (dificuldade de distinguir produtor agrícola e florestal), o que poderá conduzir a valores sobrestimados em EM com grande peso do setor florestal; a informação relativa ao consumo de energia pela indústria alimentar baseia-se nos ramos de atividade económica 10-12 que incluem também a indústria das bebidas e do tabaco, portanto, os valores podem mais uma vez ser sobrestimados. Não existe informação regional para este indicador.
- **C43/I10 (emissões de Gases com Efeito de Estufa pela agricultura)**: indicador que transita do CMEF, ou seja a sua continuidade está assegurada, tendo evoluído com a adição de 2 novos indicadores específicos, passando desse modo a ser constituído por um total de 7 indicadores específicos: (1) emissões de GEE[25] pela agricultura, (2) percentagem das emissões de GEE pela agricultura em relação ao total de emissões de GEE, (3) total das emissões e remoções de GEE do LULUCF relacionado com a agricultura, (4) emissões de GEE pela agricultura, incluindo terra arável e pastagens, (5) percentagem das emissões de GEE pela agricultura, incluindo terra arável e pastagens, em relação ao total de emissões de GEE, (6) emissão de GEE pela pecuária e (7) emissões de GEE pelos ruminantes. Este indicador é baseado no reporte anual do Inventário Nacional[26] à UE e, posteriormente, à UNFCCC[27] por meio do Regulamento do Mecanismo de Monitorização (Reg. N.º 2018/1999 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 11 de dezembro). Considera-se um indicador robusto (dados disponíveis desde 1990). No entanto, não permite análises por território ou regiões. Acresce que este indicador é um *proxy* das emissões e remoções de origem antropogénica, não sendo consideradas as emissões e remoções de origem não antropogénica. Esta abordagem foi estabelecida na ausência de uma metodologia exequível que contabilizasse e distinguisse os efeitos diretos induzidos por humanos dos efeitos naturais e indiretos induzidos por humanos

---

[23] Também inclui biogás de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), logo o valor é sobrevalorizado.

[24] IEA, sigla inglesa da Agência Internacional de Energia; UNECE, sigla inglesa da Comissão Económica das Nações Unidas para a Europa

[25] GEE – Gases com Efeito de Estufa: o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4), o óxido de azoto (N_2O), os hidrofluorocarbonetos (HFCs), os perfluorocarbonetos (PFCs), o hexafluoreto de enxofre (SF_6) e o trifluoreto de azoto (NF_3). Existem ainda os GEE indiretos como o monóxido de carbono (CO), o dióxido de enxofre (SO2), os óxidos de azoto (NOx) e os compostos orgânicos voláteis não metânicos (COVNMs).

[26] A informação relativa às emissões de GEE provém do Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas (INERPA) anualmente produzido por Portugal, que inclui o inventário das emissões de GEE (NIR – National Inventory Report), por poluente e por categoria de fonte, incluindo para os setores Agricultura e Uso do Solo, Alteração do Uso do Solo e Florestas (LULUCF), conforme referências internacionais (IPCC 2006) para a contabilidade das emissões e remoções do setor AFOLU (Agricultura, Florestas e Outro Uso do Solo).

[27] Sigla inglesa da Convenção Quadro das Nações Unidas para as Alterações Climáticas

para qualquer tipo de atividades e circunstâncias LULUCF[28].

- **C44/I09 (indicador do progresso da resiliência do setor agrícola)**: é um indicador sem continuidade do anterior QFP e encontra-se ainda em desenvolvimento, não tendo a Comissão apresentado data para a sua disponibilização. É um indicador composto por outros indicadores de contexto/impacto, tanto do CMEF, como do PMEF, alguns deles ainda não disponíveis. O principal objetivo é ter um indicador que, para os EM, apresente os fatores que contribuem positivamente para a resiliência do setor agrícola. Será composto por indicadores de ordem financeira (estabilidade do rendimento agrícola) e biofísicos (estabilidade da produção, indicador WEI+ e teor de matéria orgânica no solo). O indicador pretende mostrar o progresso da resiliência da agricultura de forma simples, tomando em consideração as suas diferentes dimensões. Constrangimentos no cálculo do indicador: existem muitas lacunas nas séries de dados, principalmente para o fator relacionado com a produtividade (muitos EM não dispõem de informação ou dispõem apenas para determinadas culturas). Até ao momento, a Comissão foi incapaz de apresentar os dados referentes a este indicador.
- **C45 (perdas diretas da agricultura atribuídas a catástrofes)**: é um indicador sem continuidade do anterior QFP e mede as perdas agrícolas diretas atribuídas a desastres. Corresponde a um subconjunto do indicador C-2 do Quadro de Monitorização e Reporte de Sendai[29] (impacto para a agricultura = perda direta de culturas + perda direta de animais + perda direta de floresta), indicador esse que avalia a perda direta que ocorre no setor agrícola como resultado de desastres. O reporte do Quadro de Sendai é anual, no entanto, verifica-se, por vezes, um atraso no relatório de dados, dependendo da rapidez com que as perdas por desastre são relatadas. De notar que dos 23 EM que iniciaram a comunicação de perdas (2016), apenas 5 validaram esses dados e publicaram os mesmos até à data.
- **C46/I14 (emissões de amoníaco pela agricultura)**: indicador que transita do CMEF para o PMEF. Este indicador mede as emissões anuais totais de amoníaco (NH_3) pela agricultura, considerando a gestão dos efluentes pecuários, bem como a aplicação de fertilizantes e de estrume no solo. Inclui 2 indicadores específicos: (1) emissões totais de amoníaco e (2) alteração das emissões de amoníaco quando comparadas com as de 2005. O indicador baseia-se no reporte anual que os EM fazem à Agência Europeia do Ambiente (AEA), no qual comunicam as suas emissões totais nacionais de NH_3, à escala nacional, comunicação essa ao abrigo dos requisitos da Diretiva sobre a redução das emissões nacionais de certos poluentes atmosféricos[30], encontrando-se os dados disponíveis no sitio da AEA.
- **C47/I26 (vendas/utilização de produtos antimicrobianos em produção animal)**: este indicador tem como objetivo medir a quantidade de produtos antimicrobianos utilizados em produção animal, sendo um indicador indireto (uma menor utilização destes produtos poderá ter impactos ao nível da saúde humana e animal, evitando/diminuindo as resistências antimicrobianas). Os dados são recolhidos numa base voluntária desde 2009 (base de dados ESVAC[31]), e apenas a partir de 2022 os EM serão obrigados a recolher esta informação. É um indicador utilizado na avaliação do cumprimento de metas estabelecidas no Pacto Ecológico Europeu.

---

28 Alan Matthews (2019). Accounting for the LULUCF sector in the EU's 2030 climate targets. Sítio CAP Reform, pp 11: http://capreform.eu/accounting-for-the-lulucf-sector-in-the-eus-2030-climate-targets/

29 https://www.preventionweb.net/files/54970_techguidancefdigitalhr.pdf. Ver também breve ficha de leitura sobre o Quadro de Sendai na Cultivar N.º7, de março de 2017: https://www.gpp.pt/images/GPP/O_que_disponibilizamos/Publicacoes/CULTIVAR_7/E-book/CULTIVAR_7_O_Risco_na_atividade_economica/107/

30 Diretiva (UE) 2016/2284 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 14 de dezembro

31 Sigla inglesa de Vigilância do Consumo de Agentes Antimicrobianos Veterinários

- **C48/I27 (risco, uso e impacto dos pesticidas)**: são 3 os subindicadores que o compõem: (1) vendas de pesticidas (trata-se de um *proxy* para a utilização de pesticidas, sendo pois um indicador indireto: pode ser sobrestimado, uma vez que inclui vendas para efeitos de atividades agrícolas e não agrícolas); (2) Indicador de Risco Harmonizado - 1, HRI-1[32] (baseado nos volumes anuais colocados no mercado sob a forma de produtos fitofarmacêuticos e ponderado pela substância ativa, este indicador não inclui os biocidas, podendo vir a ser subestimado), disponível a nível da EU e dos EM; (3) vendas de pesticidas mais perigosos (ainda não disponibilizado pelo Eurostat, não podendo ser utilizado para efeitos de preparação do Plano Estratégico). Os dados ainda não estão totalmente disponíveis por razões de confidencialidade. É um indicador utilizado na avaliação do cumprimento de metas estabelecidas no Pacto Ecológico Europeu.

Em ponto de conclusão, refira-se a importância dos indicadores em termos de avaliação das políticas. Contudo, estes deverão ser analisados com precaução em resultado de limitações. Note-se que a descrição acima dos indicadores permite constatar a presença de indicadores pouco robustos em termos estatísticos que apresentam, por vezes, lacunas de informação (e.g. alguns EM reportam a informação e outros não), em que as próprias Diretivas europeias nem sempre são cumpridas. Alguns dos indicadores apresentam alguma continuidade entre quadros comunitários, permitindo avaliar a sua evolução, mas também existem indicadores novos que não possibilitam uma análise evolutiva imediata. Por exemplo, o indicador do progresso da resiliência do setor agrícola é um indicador novo que depende do cálculo de outros indicadores (com características metodológicas diferentes) e que ainda não foi disponibilizado pela Comissão; logo, não poderá ser utilizado para efeitos de preparação dos PEPAC.

Se, por um lado, as novas tecnologias (e.g. imagens de satélite, monitorização remota) poderão ser relevantes para a obtenção de indicadores mais precisos, por outro são necessárias séries relativamente longas para que estes dados permitam constatar tendências. Considerando a urgência na análise evolutiva do ambiente e clima, num contexto de alterações climáticas e de maior ambição europeia neste âmbito, tem-se vindo a recorrer a indicadores indiretos enquanto *proxies* para estas análises, pelo menos enquanto não surgirem indicadores mais robustos e/ou que abranjam um período temporal mais longo. Ainda assim, apesar de nem todos os indicadores serem considerados "perfeitos" para efeitos de análise de políticas, são os que existem de momento, prevendo-se que no futuro, com melhorias metodológicas, tecnológicas, de recolha de informação, possam responder melhor aos objetivos.

[32] Sigla inglesa de Harmonised Risk Indicator - 1

Análise das ligações entre a Reforma da PAC e o Pacto Ecológico Europeu

JOÃO PAULO MARQUES

Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral (GPP)

Referência

TÍTULO: Analysis of links between CAP Reform and Green Deal
AUTOR: Comissão Europeia
TIPO DE DOCUMENTO: Documento de trabalho
LOCALIZAÇÃO DO DOCUMENTO: https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/key-policies/common-agricultural-policy/cap-strategic-plans_en
IDIOMA: Inglês
NÚMERO DE PÁGINAS: 22
DATA DA EDIÇÃO: 20 de maio de 2020

Palavras-chave: Pacto Ecológico Europeu; Reforma da PAC; Plano Estratégico da PAC (PEPAC); ambição ambiental e climática; nova condicionalidade reforçada; eco-regimes; limites orçamentais; informação e indicadores

Este documento, realçando como a Política Agrícola Comum (PAC), para além do seu papel central no apoio ao setor agrícola, tem uma grande relevância para os objetivos climáticos e ambientais da União Europeia, procura avaliar as ligações entre a nova PAC, em preparação, e o Pacto Ecológico Verde, de modo a assegurar um completo alinhamento entre os dois instrumentos de política.

O Pacto Ecológico Europeu

O Pacto Ecológico Europeu (PEE), adotado pela Comissão Europeia (CE) em 11 de Dezembro de 2019, é uma nova estratégia de crescimento com o objetivo de transformar a União Europeia (UE) numa sociedade justa e próspera, com uma economia moderna, eficiente no uso dos recursos e competitiva, neutra em carbono em 2050 e com crescimento económico desligado do uso de recursos. No âmbito do PEE foram ainda adotadas:

- A Estratégia do Prado ao Prato;
- A Estratégia de Biodiversidade da UE para 2030;
- Uma proposta para uma Lei Europeia do Clima;
- O Plano de Ação para a Economia Circular,

sendo que todos estes diplomas e estratégias têm conexões com a agricultura e as áreas rurais.

Elementos chave da reforma da PAC

A futura PAC terá um novo modelo de organização e gestão baseada em três novos regulamentos:

- Planos Estratégicos da PAC – que estabelece a apresentação, por cada Estado-Membro (EM), de um plano estratégico único, com as intervenções mais adequadas para as necessidades identificadas nesse EM. Essas intervenções englobam todos os instrumentos de apoio da PAC: pagamentos diretos, desenvolvimento rural e intervenções setoriais. O Regulamento também indica o conjunto de indicadores comuns a usar na monitorização e avaliação.
- Organização Comum de Mercados – indicando áreas onde se pode melhorar a competitividade ou simplificar as regras existentes.
- Horizontal: Financiamento, Gestão e Acompanhamento da PAC – procurando simplificar e assegurar mais subsidiariedade no novo modelo de aplicação da PAC.

O Plano Estratégico da PAC (PEPAC) de cada EM, operacionaliza nove objetivos específicos, que cobrem as dimensões económica, ambiental e social, para além do objetivo transversal de conhecimento e inovação, e deve estar em linha com o objetivo central do Pacto Ecológico Europeu, especialmente no que se refere a:

- Aumento da contribuição da agricultura para a mitigação e adaptação às alterações climáticas;
- Melhor gestão dos recursos naturais, água, solo e ar;
- Reforço da proteção da biodiversidade;
- Sustentabilidade do sistema alimentar;
- Assegurar uma compensação económica justa para os agricultores.

O PEPAC, aplicando-se a ambos os "pilares" da PAC, para facilitar e assegurar sinergias, vai combinar intervenções, garantias e princípios numa "Nova Arquitetura Verde", com os seguintes elementos-chave:

- O PEPAC deve demonstrar que contribui especificamente para os objetivos dos vários elementos legislativos da UE referentes ao ambiente, clima e energia.
- As autoridades nacionais para o ambiente e clima devem ser envolvidas de modo efetivo na sua preparação.
- Há obrigação legal de demonstrar maior ambição no que respeita ao ambiente e à ação climática.
- O novo sistema de condicionalidade, de aplicação obrigatória a quem recebe apoios baseados em área ou animais, será uma base reforçada.
- Os EM terão de usar o novo tipo de apoio no âmbito dos Pagamentos Diretos (pilar I), os "Eco-regimes", para incentivar os agricultores a adotarem ou manterem práticas benéficas para o ambiente e clima.
- No âmbito do Desenvolvimento Rural (pilar II) continuará a ser aplicado um conjunto abrangente de instrumentos de apoio, incluindo: medidas agroambientais e climáticas (MAAC); apoios à Agricultura Biológica, às áreas Rede Natura e às áreas abrangidas pela Diretiva Água; e ainda apoios no âmbito de Investimentos (produtivos e não produtivos), Conhecimento, Inovação e Cooperação quando relacionados com o ambiente e o clima. Está igualmente estabelecida a não permissão de investimentos que possam ser nocivos para o ambiente, como por exemplo investimentos em irrigação não compatíveis com a Diretiva Água.
- A obrigação de delimitação (*ring-fencing*) de parcelas de orçamento para o ambiente e clima é reforçada e aplica-se a ambos os pilares.
- Haverá reforço do aconselhamento e do papel da Parceria Europeia de Inovação para a Competitividade e Sustentabilidade da Agricultura (PEI AGRI).
- Há ainda continuação do sistema de identificação de despesas relacionadas com os objetivos climáticos.
- Desenhar o PEPAC de modo a refletir as ambições do Pacto Ecológico implica aumentar o nível de ambição atendendo às metas deste, o

que pode ser conseguido pelas disposições do Regulamento PEPAC respeitantes a:

- Regras da condicionalidade ao apoio, no Anexo III do regulamento PEPAC [referentes aos Requisitos Legais de Gestão (RLG) e às normas em matéria de Boas Condições Agrícolas e Ambientais das terras (BCAA)].
- Tipos de intervenção disponíveis.
- Lista de legislação, relativa ao ambiente e clima, a considerar no anexo XI do regulamento PEPAC.
- Novo objetivo específico, de consideração do risco e uso de pesticidas e do uso de antibióticos, estabelecido no Regulamento PEPAC.
- Lista de indicadores para monitorizar o desempenho, especialmente os indicadores de resultados, no Anexo I do Regulamento PEPAC.

No que se refere aos indicadores previstos no âmbito do PEPAC, verificam-se as seguintes associações com as metas mais relevantes do Pacto Ecológico:

Outras questões a considerar no PEPAC para assegurar o alinhamento entre a nova PAC e o Pacto Ecológico:

- Fomentar a utilização de práticas agrícolas sustentáveis: agricultura de precisão, agricultura biológica, agroecologia, agrofloresta, normas mais rigorosas de bem-estar animal.
- Recorrer à nova ferramenta que é a Estratégia Florestal Europeia para assegurar que o PEPAC contribui para a preservação, crescimento e gestão sustentável das florestas.
- Garantir uma cadeia alimentar justa, saudável e sustentável, atendendo à prioridade da Estratégia do Prado ao Prato de ajudar os consumidores a escolherem dietas saudáveis e sustentáveis e reduzirem o desperdício alimentar
- Assegurar um melhor posicionamento dos agricultores na cadeia de valor, pelo apoio à viabilidade económica das explorações agrícolas, incluindo o apoio à cooperação e a iniciativas coletivas;

Metas do Pacto Ecológico relacionadas com o setor agrícola	**Indicadores de impacto ou de contexto** [Anexo I do Regulamento PEPAC ou outra legislação (indicadores de contexto)]	**Indicadores de realização e resultado** [Anexo I do Regulamento PEPAC]
Redução em 50% do uso e do risco de pesticidas químicos até 2030 Redução em 50% da utilização de pesticidas de alto risco	I.27 Uso sustentável de pesticidas: reduzir os riscos e os impactos causados dos pesticidas	R.37 Uso sustentável de pesticidas: percentagem de terras agrícolas abrangidas por ações de apoio específicas que conduzem ao uso sustentável de pesticidas, a fim de reduzir os riscos e os impactos associados à sua utilização
Redução em 50% das vendas de antimicrobianos para animais de criação e na aquicultura até 2030	I.26 Limitar a utilização de antibióticos na agricultura: vendas/utilização em produção animal	R.36 Limitar o uso de antibióticos: percentagem de cabeças normais abrangidas por ações de apoio com a finalidade de limitar o uso de antibióticos (prevenção/redução)
Redução das perdas de nutrientes em pelo menos 50% em 2030	I.15 Melhorar a qualidade da água: balanço bruto de nutrientes em terras agrícolas	R.21 Gestão sustentável de nutrientes: percentagem de terras agrícolas sob compromisso de melhoria da gestão de nutrientes
Atingir 25% de área agrícola em agricultura biológica até 2030	C32 Área agrícola em Agricultura Biológica	O.15 Número de hectares com apoio à Agricultura Biológica
Completar o acesso rápido à internet de banda larga nas zonas rurais		R.34 Interligar a Europa rural: percentagem da população rural que beneficia de um melhor acesso a serviços e infraestruturas graças ao apoio da PAC
Aumento das terras favoráveis à biodiversidade, incluindo a área agrícola com características paisagísticas de alta diversidade	I.20 Reforçar a prestação de serviços ligados aos ecossistemas: área agrícola com elementos da paisagem:	R.29 Preservação da paisagem: percentagem de terras agrícolas sob compromisso de gestão da paisagem, incluindo sebes

- Aproveitar as potencialidades das intervenções setoriais, incluindo eventuais novas intervenções, desenvolvendo o apoio às organizações e associações de produtores em novos setores.
- Integrar programas de apicultura, de importância vital para a sustentabilidade da agricultura.
- Manter um proporção, limitada, de ajudas ligadas em certos setores, desde que contribuam para a sustentabilidade (ambiental, social e económica) visada pelo Pacto Ecológico.
- No que se refere à recolha e partilha de informação, prevê-se criar legislação que permitirá a transformação da atual Rede de Informação de Contabilidades Agrícolas (RICA) na Rede de Informação de Sustentabilidade Agrícola, pelo alargamento do seu âmbito, quer pela inclusão de indicadores de sustentabilidade, quer pela ligação a serviços de aconselhamento.

Conclui-se, referindo que a nova PAC é claramente compatível com o Pacto Ecológico, e as suas estratégias associadas, e que tem todo o potencial para adequadamente responder às suas ambições, realçando-se ainda os aspetos mais relevantes para assegurar essa realização:

- O aumento do nível de ambição ambiental e climático.
- A nova condicionalidade reforçada.
- A obrigação de eco-regimes.
- Limites orçamentais mínimos para o ambiente e clima em ambos os pilares.
- Recolha e partilha de informação de alta qualidade e comum às diversas políticas/estratégias.
- Disposições para melhorar a posição dos agricultores na cadeia de valor.
- Integração dos elementos de legislação relevantes para o bem-estar animal e a resistência antimicrobiana, previstos no Anexo XI do regulamento PEPAC.

O futuro da pecuária na UE: como contribuir para um setor agrícola sustentável?

JOÃO PAULO MARQUES

Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral (GPP)

Referência

TÍTULO: Future of EU livestock: how to contribute to a sustainable agricultural sector?
AUTOR: Jean-Louis Peyraud (INRAE) e Michael MacLeod (SRUC).
TIPO DE DOCUMENTO: Estudo financiado pela Comissão Europeia
LOCALIZAÇÃO DO DOCUMENTO: https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/key-policies/common-agricultural-policy/cmef/farmers-and-farming/future-eu-livestock-how-contribute-sustainable-agricultural-sector_en
IDIOMA: Inglês
NÚMERO DE PÁGINAS: 82
ANO DA EDIÇÃO: 2020

Palavras-chave: importância económica, ambiental e social da pecuária; diversidade; recursos; clima; biodiversidade; avaliação; bem-estar animal; saúde; sustentabilidade; restabelecimento da ligação à produção vegetal; eficiência; substituição; sinergias; economia circular; redução do consumo de carne; políticas públicas

Este estudo reflete sobre a enorme importância da produção pecuária na União Europeia e a consequente relevância em termos ambientais, económicos e sociais, em muitas das regiões da EU, incluindo em áreas rurais marginais. Cerca de 40% da produção económica do setor agrícola provém da pecuária, num total de 170 mil milhões de euros. A pecuária está presente em quase todas as regiões e é de importância crucial em muitas delas, garantindo emprego, protegendo paisagens, sendo base de tradições culinárias, etc. Na Europa, a pecuária usa 66 milhões de hectares de pastagens permanentes, correspondendo a 40% da área agrícola, e perto de 60% de terra arável.

A grande diversidade dos sistemas pecuários e dos territórios onde estes estão inseridos implica uma grande heterogeneidade de impactos, quer negativos quer positivos, não se podendo, por isso, ter

uma abordagem única para o conjunto do setor pecuário. Assim, em regiões com produção intensiva e baixa proporção de pastagens, os impactos ambientais negativos na água e solo são um grande desafio, em áreas com sistemas de pastagens, mas intensivos, os impactos ambientais são menores, mas a biodiversidade é limitada, enquanto em áreas mais marginais, de pastoreio extensivo, o desafio é a manutenção da pecuária, por esta ser essencial para assegurar a preservação da biodiversidade e de ecossistemas de alto valor ecológico. Noutras regiões, é a integração da componente pecuária com a componente agrícola ou florestal que permite benefícios ambientais e climáticos.

No que se refere aos efeitos da pecuária no clima, está-se perante um enorme desafio. O setor agrícola da União Europeia (UE-28) gerou 10% das emissões de gases de efeito de estufa (GEE), estimando-se entre 81 e 85% destes com origem na pecuária, dos quais metade provenientes da fermentação entérica dos ruminantes e da gestão de estrumes. Note-se que a intensidade das emissões depende muito das condições agroecológicas e das práticas agrícolas, podendo variar de uma proporção de 1 a 4 na mesma categoria de produto, e que as emissões de ruminantes podem ser compensadas, pelo menos parcialmente, pelo sequestro de carbono nas pastagens existentes, que poderá ir de 0 a 4 toneladas de carbono por hectare e por ano, dependendo da boa gestão dessas pastagens. Já a conversão de terras aráveis em novas pastagens ou em florestas pode contribuir para o armazenamento de carbono, numa proporção de 0,5 toneladas por hectare e por ano, durante os 20 primeiros anos. Em contrapartida, a conversão de florestas e pastagens em terras aráveis origina perdas rápidas de carbono.

Para além da melhor gestão das pastagens existentes e da conversão de terras aráveis em pastagens e florestas, outras soluções podem contribuir para a redução de GEE, como mudanças na produção de rações (com uso de leguminosas), melhor gestão do estrume (com armazenamento e aplicação deste em substituição de fertilizantes sintéticos; pela fermentação anaeróbica para produção de energia), melhor gestão do rebanho (idade do 1º parto, taxa de substituição do efetivo produtor), melhor saúde animal, mitigação da emissão de metano nos ruminantes (com aditivos na alimentação, embora tendo em atenção os resíduos que se podem originar), alimentação de precisão (adaptada a cada animal), entre outras práticas.

Em termos ambientais, a concentração regional da produção animal causa poluição difusa do ar e da água. Mais de 80% do azoto de origem agrícola presente em todos os ambientes aquáticos europeus estão ligados à pecuária. No entanto, o impacto depende das condições de cada local, dos sistemas utilizados, do uso da terra – com impacto menor quando há maiores proporções de pastagens.

Os ruminantes podem ter um impacto positivo na biodiversidade e no carbono do solo pela manutenção de pastagens permanentes, sendo no entanto essencial uma boa gestão que evite a intensificação destas.

A ideia corrente de que os animais, especialmente os ruminantes, são menos eficientes no uso dos recursos, deve ser ponderada pelo facto de estes permitirem que biomassa não comestível por humanos seja integrada na cadeia alimentar, contribuindo para a segurança alimentar. Acresce, que uma parte significativa da área utilizada para alimentar animais é terra marginal que não é facilmente cultivável e que frequentemente fornece importantes serviços de ecossistemas, quando se trata de pastagens bem geridas.

Dos três GEE mais importantes, além do principal, o dióxido de carbono, CO_2, deve-se referir que o setor agrícola é responsável por 52% do total de emissões europeias de metano, CH_4 (principalmente pela pecuária e pelo cultivo de arroz) e por 74% das emissões de óxido de azoto, N_2O (principalmente da aplicação de fertilizantes e de solos expostos). Dentro do setor agrícola, o CH_4 representa 55% e o N_2O 43% dos GEE emitidos, pelo que os esforços devem concentrar-se em ambos para alcançar a ambição da UE em matéria de clima para 2030 e 2050. No entanto, enquanto as emissões de CO_2 e N_2O, originadas de atividades humanas, devem ser reduzidas a zero, a emissão de CH_4 deve ser diminuída, mas sem ter de chegar a zero.

O estudo aborda também as questões do bem-estar animal, do consumo de produtos animais (anualmente, na UE-28, 69.5 kg carne e 236 kg de leite, com grandes diferenças regionais e tendência para redução) e da saúde, humana e animal. Quanto ao bem-estar animal, uma questão importante para 94% dos europeus, é reconhecida a necessidade de evolução da produção pecuária, embora a ciência deva clarificar o debate, nomeadamente propondo indicadores objetivos de bem-estar. No que se refere aos impactos na saúde humana do consumo de produtos pecuários, salienta-se a necessidade de equilíbrio na avaliação dos potenciais efeitos negativos do consumo excessivo de carne e as vantagens nutricionais desta, a necessária precaução com o problema das doenças de origem animal que se transmitem aos seres humanos e a necessidade de combater o abuso de antibióticos na pecuária. Quanto a este último ponto, deve-se realçar a ação da União Europeia ao proibir o uso de antibióticos como fatores de crescimento em 2006 e ao decidir interditar o seu uso profilático a partir de 2022.

A avaliação dos sistemas pecuários e padrões de consumo, nomeadamente a medição dos impactos para podermos ter decisões de produção e consumo mais adequadas, é também muito relevante: existem modelos que dão resultados relevantes, como a Análise de Ciclo de Vida, mas que têm ainda limitações, necessitando pois de ser melhorados.

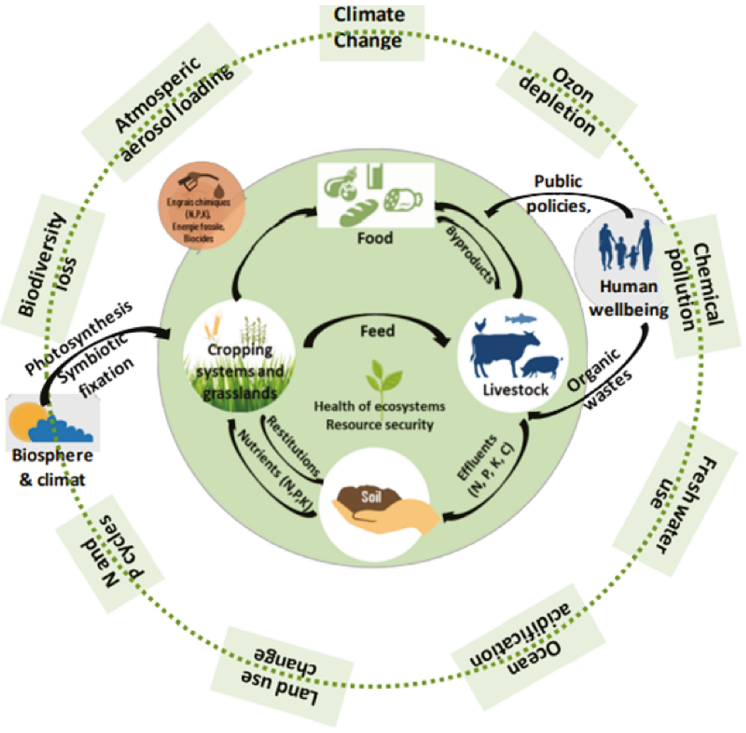
Ao centrar-se no custo e no impacto da produção de alimentos vegetais *versus* alimentos de origem animal, o debate atual dá uma visão limitada da questão, quer do ponto de vista da agricultura quer do ponto de vista da nutrição. Esta abordagem tende a ser aritmética (soma dos dados de inventário de vários alimentos) e a minimizar os efeitos agronómicos e ecológicos induzidos pela substituição no uso da terra, não levando em consideração a considerável variabilidade dos dados disponíveis sobre os impactos das mudanças de sistemas de produção e de práticas de gestão.

Por exemplo, a avaliação da questão da redução do consumo de produtos pecuários com recurso ao consumo de alternativas, incluindo a carne produzida *in vitro* ou os insetos requer ponderação. Desde logo, há ainda inúmeros obstáculos para conseguir produzir estas alternativas com segurança, numa escala relevante e com custos razoáveis, a que se juntam complexas questões regulatórias e a necessidade de avaliar o seu impacto, quer ambiental quer no uso de recursos, o que significa que estas alternativas estão ainda longe de poderem ser efetivas. Além disso, é preciso atender ao facto de que, se os consumidores estão maioritariamente dispostos a consumir produtos proteicos vegetais em substituição parcial de produtos pecuários, estudos de opinião indicam que, presentemente, apenas 5% se mostram disponíveis para consumir insetos e menos ainda estarão disponíveis a consumir carne de produção *in vitro*.

Reitera-se, assim, que as caraterísticas muito distintas dos sistemas pecuários, e dos territórios onde estão inseridos, implicam uma grande diversidade de serviços e desserviços, não se podendo ter por isso uma visão única de como abordar a pecuária. As alternativas possíveis devem ser ponderadas com precaução.

No que se refere à evolução do setor pecuário, são mostradas as tendências passadas e como estas deram origem à situação presente, destacando-se como a partir da Segunda Guerra Mundial se procurou garantir a segurança alimentar, com produção suficiente a preços razoáveis, o que mudou profundamente a pecuária tradicional, com um processo de modernização, mecanização e intensificação que, por sua vez, originou um contínuo aumento de produtividade, para o qual foi decisivo o papel da Política Agrícola Comum (PAC). Mas esta modernização implicou também uma extrema especialização e concentração, quer ao nível das explorações quer dos territórios, o que se traduziu num desligamento entre a produção animal e a produção vegetal e um significativo aumento do impacto ambiental e climático. Depois de 1992, reformas sucessivas alargaram os objetivos da PAC ao ambiente, e mais tarde ao clima, com algum sucesso, mas com algumas limitações, dado o fraco nível de ambição, que tem contudo vindo a aumentar embora seja ainda insuficiente.

Figura 20 (pág.47) – A pecuária no âmbito de uma produção alimentar circular equilibrada, respeitando os limites do planeta



Por outro lado, são apresentados os vetores (*drivers*) de mudança para o futuro, para os horizontes 2030 e 2050: a emergência climática e ambiental, as preocupações de saúde e as crescentes exigências societais, a tendência de redução do consumo de carne e o papel fundamental da crescente inovação tecnológica. A PAC continuará a ser fundamental, mas terá de facilitar a transição sustentável da pecuária, por exemplo, recompensando os sistemas agrícolas e pecuários pelos bens públicos que fornecem. As medidas agroambientais e climáticas reforçadas e a novidade dos eco-regimes serão essenciais e poderão ser complementadas por políticas externas à PAC, como um imposto sobre as emissões de GEE ou um "Certificado de redução de GEE", que os estudos disponíveis apontam como sendo mais eficazes e mais equitativos, dado que favorecem a inovação, do que, por exemplo, um imposto sobre o consumo de carne. Estabelecer um sistema de apoio à rotulagem de produtos pecuários, como sendo mitigadores da emissão de carbono, é outra opção a considerar

Quanto à questão central do estudo, como melhorar a sustentabilidade da pecuária, destaca-se que o futuro desta estará no restabelecimento da ligação à produção vegetal, em cadeias agroalimentares sustentáveis e mais eficazes, com reciclagem de biomassa entre setores, redução da emissão de GEE, eliminação de CO_2 na atmosfera, recuperação de ecossistemas, proteção de recursos e adaptação às alterações climáticas.

O aumento da sustentabilidade da pecuária passará por:

1. Melhorar a sua eficiência, especialmente na conversão alimentar (nos ruminantes e nos não ruminantes);
2. Recorrer à substituição de fatores de produção, como o uso de leguminosas nas pastagens ou o uso de estrume para reduzir a adubação azotada;
3. Desenvolver sinergias pela integração de processos (numa lógica circular com fecho de círculos de nutrientes, incluindo o uso de: biomassa, agrosilvopastorícia, energia renovável, biorrefinarias, biogás; troca de efluentes pecuários entre regiões com predomínio da pecuária e regiões onde predominam culturas aráveis, etc.).

Nesta evolução da pecuária, continuarão a ser determinantes as políticas públicas, incluindo naturalmente a PAC, no facilitar das necessárias transições: a transição agroecológica no setor, a redução da emissão de GEE, o aumento do sequestro de carbono no solo, a redução do consumo de carne pela mudança de comportamento do consumidor. Igualmente será necessário atender às contrapartidas (*trade-offs*) e sinergias resultantes dessa evolução do setor pecuário, incluindo a dimensão do efetivo (reduzir ou não, e em que proporção, o que deve ser muito bem ponderado), a composição do efetivo (reduzir ou não a proporção de vacas ou de pequenos ruminantes no conjunto da pecuária: o equilíbrio ideal entre

ruminantes e não ruminantes deve ser avaliado com muito cuidado); a gestão dos efeitos acessórios da mitigação dos GEE (as medidas de mitigação podem ter uma ampla gama deste tipo de efeitos – positivos e negativos no ambiente, na economia e na sociedade[1]); a melhoria do bem-estar animal[2], como requerido pela sociedade; o restabelecimento da ligação entre os setores vegetal e animal[3].

No que se refere ao papel da PAC, sugere-se, como especialmente importante, compensar devidamente as pastagens pelos bens públicos que fornecem: sequestro de carbono, preservação da biodiversidade, regulação dos fluxos de nutrientes, purificação da água, manutenção de paisagens abertas e diversas. Isso incluiria a manutenção da regra da condicionalidade relativa às pastagens, que tem sido muito relevante, mas alterando o período temporal que permite a classificação como pastagem permanente dos atuais cinco anos para um valor próximo dos dez anos, e a criação de um eco-regime com diferentes níveis de apoio, determinados pelos anos de duração da pastagem, pela existência de leguminosas, etc., que poderia ir até 600 euros por hectare e por ano. Por outro lado, defende-se o desaparecimento de pagamentos ligados na pecuária, substituídos pelo referido eco-regime e um apoio complementar à pecuária extensiva em zonas marginais, para além de fortes apoios ao bem-estar animal.

Os autores concluem que há muito a fazer para reduzir os impactos negativos da pecuária e para otimizar os seus efeitos positivos. A Estratégia do Prado ao Prato abre a via a um sistema agroalimentar de baixa intensidade de carbono, eficaz no uso dos recursos e na prestação de serviços ambientais, como solos saudáveis, biodiversidade e paisagens aprazíveis. O consenso científico sobre a necessidade de reduzir o consumo de proteínas de origem animal não significa que a solução seja simplesmente a redução da produção animal, pois existe o risco de substituir produção europeia mais eficiente por produção menos eficiente de fora da Europa, para além dos riscos ambientais da redução das pastagens, como o abandono, a simplificação das paisagens, a redução de sumidouros de carbono, os fogos florestais, a perda de biodiversidade, a fragilização de zonas rurais, entre outros.

É necessário evitar posicionamentos simplistas, plantas contra animais, ou produção intensiva contra produção extensiva, procurando, sim, promover sistemas bem adaptados à diversidade existente na União Europeia e que respondam às preferências dos consumidores a preços razoáveis. Neste contexto, os animais são essenciais, pois contribuem para uma agricultura mais eficiente, pela sua capacidade de reciclar biomassa não comestível e pelo fornecimento de fertilização orgânica. Por isso, a questão não deverá ser como reduzir a pecuária, mas sim como aumentar o benefício líquido dos animais, mantendo a competitividade do setor.

A pecuária deve evoluir no sentido de fornecer uma vasta gama de produtos e serviços, contribuindo para as principais ambições do Pacto Ecológico, da Estratégia do Prado ao Prato e da Estratégia para a Biodiversidade.

Comentário:

Este estudo procura ver e avaliar todas as facetas da atividade pecuária, todos os seus impactos, quer positivos quer negativos, e os modos de potenciar os primeiros e diminuir os segundos, defendendo uma nova ambição para a pecuária e que esta deve ser vista como parte da solução e não como um problema. Sublinha sempre que quaisquer conclusões gerais sobre a pecuária devem ser consideradas com precaução, pois a diversidade de sistemas pecuárias implica impactos muito distintos, pelo que se tornam indispensáveis estudos rigorosos, indicadores fiáveis e constante inovação na procura de soluções.

---

1 Quadro 2, pág. 65, identifica 20 possíveis impactos, de 3 tipos diferentes, e relativos a 12 medidas de mitigação.

2 Quadro 3, pág. 66, sugere 8 medidas visando o bem-estar animal na pecuária, com a respetiva avaliação.

3 Quadro 4, pág. 67, descreve 15 medidas para restabelecer a ligação entre a produção animal e a produção vegetal, assim como os impactos respetivos.

Ao longo do estudo, contrastam-se as diversas regiões da UE, ilustram-se os consumos de produtos animais por tipo e ao longo do tempo, descrevem-se os principais sistemas pecuários, comparam-se as emissões de GEE dos vários modelos de produção pecuária, detalham-se as possíveis soluções, assinalam-se as limitações dos estudos existentes, apresenta-se, em suma, um grande manancial de informação sobre o sector pecuário, incluindo o seu contexto científico, social e legal, recorrendo a mapas, tabelas e esquemas para ilustrar, clarificar e realçar toda a informação apresentada.

Iniciativa Quatro por mil, a importância do solo

Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral (GPP)

Referência

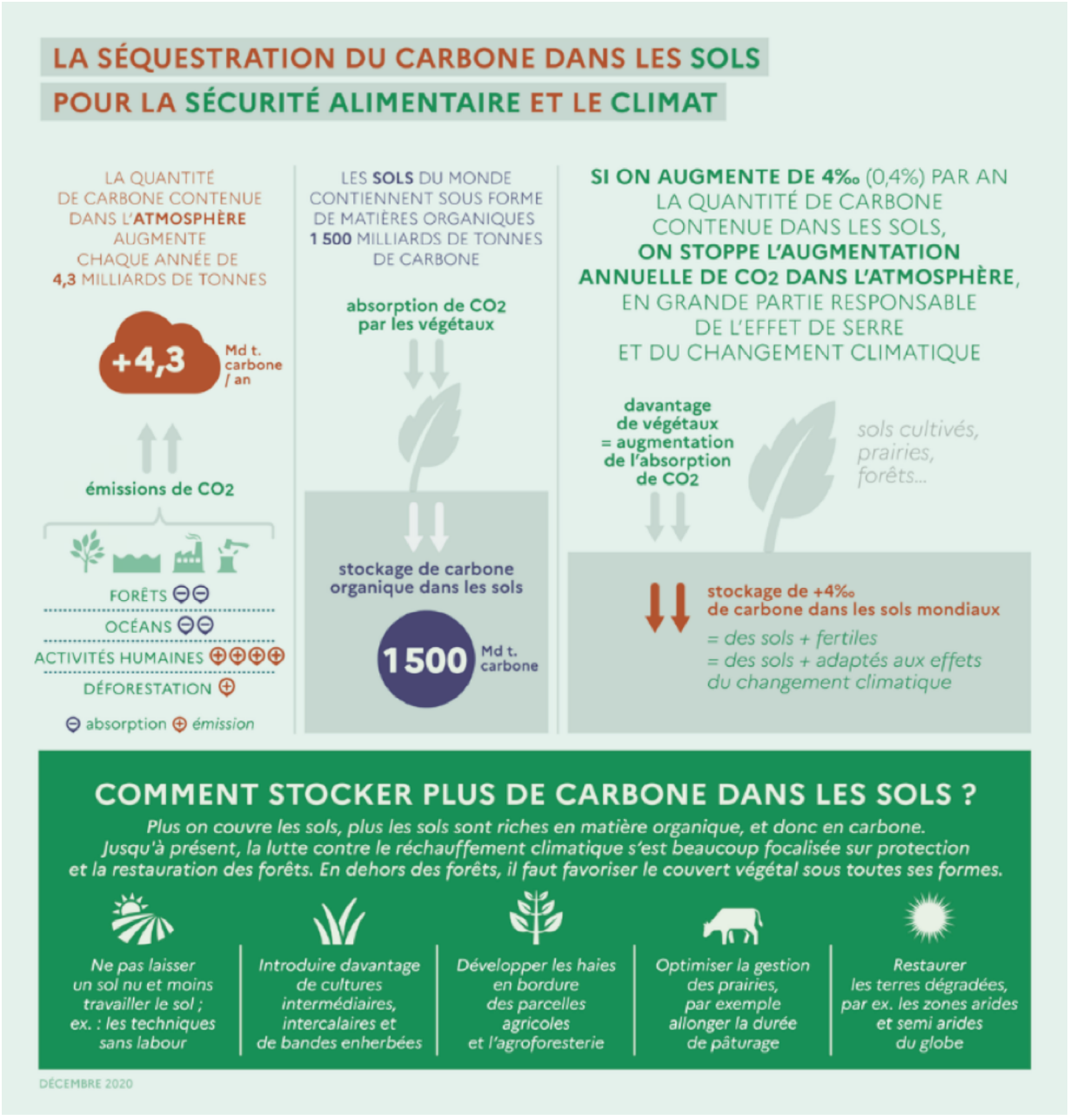
TÍTULO: L'initiative "4 pour 1000"
AUTORES: Ministério da Agricultura e da Alimentação de França e CGIAR – Consultative Group on International Agricultural Research, com o apoio de outras instituições internacionais
SITE: https://www.4p1000.org/fr
IDIOMA: Francês
DATA DE INÍCIO: 1 de dezembro de 2015, COP 21 (https://www.cop21paris.org/)

Palavras-chave: solo, conservação, recuperação, sequestro de carbono, alterações climáticas, mitigação, agrofloresta

A Iniciativa 4 por mil faz parte do Plano de Ação Lima-Paris, lançado por ocasião da COP21, que decorreu em Paris, em 2015[1]. Reconhecendo a importância do solo no sequestro de carbono, a Iniciativa é constituída por um programa internacional de investigação e cooperação científica e um plano de ação e visa aumentar em 0,4% (4/1000) ao ano o teor de carbono nos primeiros 30-40 centímetros de solo, a fim de melhorar a respetiva fertilidade, aumentando assim a segurança alimentar, e de mitigar as alterações climáticas. Para isso, procura incentivar as práticas agrícolas que retêm o carbono, tais como evitar o solo nu, mantendo o coberto vegetal, reduzir a mobilização, recuperar solos degradados, criar bordaduras e fomentar as práticas agroflorestais, otimizar pastagens, plantar árvores, utilizar estrumes e compostagem, etc.

Os destinatários da Iniciativa são todas as explorações agrícolas e todos os agricultores do mundo. Os promotores reconhecem que os custos podem ser significativos e o período de tempo necessário para obter resultados poderá ir de 20 a 30 anos.

[1] COP – Conferência das Partes é o órgão supremo da Convenção-Quadro das Nações Unidas para as Alterações Climáticas, adotada em 1992, que se reúne anualmente para avaliar a situação das alterações climáticas no planeta e propor mecanismos para garantir o cumprimento da Convenção. O acordo final da COP21, conhecido como Acordo de Paris, reconhece explicitamente o papel da agricultura e da silvicultura na luta contra as alterações climáticas, sem pôr em causa a segurança alimentar e a produção.



Para avaliação dos projetos candidatos e da sua conformidade com os objetivos da Iniciativa bem como os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas (ODS – sobretudo: ODS 2 relativo à segurança alimentar, ODS 13 sobre ação climática e ODS 15 no que toca à conservação e a recuperação do solo[2]) foi estabelecido um quadro de critérios de salvaguarda, critérios de referência (diretos e indiretos), indicadores e respetivos métodos de avaliação e unidades de medida.[3] Esta avaliação não contempla a fase posterior à execução dos projetos: "*A avaliação prestará aconselhamento de forma descritiva, com o objetivo de melhorar a qualidade do projeto* ex ante *e* in itinere. *Não abordará a fase* ex post *do projeto. O alcance e a qualidade do parecer dependerá da qualidade das informações fornecidas sobre o projeto*."

[2] https://unric.org/pt/objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel/

[3] https://www.4p1000.org/sites/default/files/francais/4p1000_criteres_de_reference_et_indicateurs_pour_levaluation_de_projets_du_cst.pdf

Em 2019, um estudo publicado pelo INRAE francês[4] fez uma avaliação prospetiva a 30 anos da exequibilidade do objetivo 4/1000 nos solos de França, não deixando contudo de sublinhar que "*Este objetivo não deve, no entanto, levar-nos a crer que a redução das emissões se tornou opcional. Na verdade, continua a ser o objetivo principal, sendo o sequestro de carbono no solo apenas um complemento, num contexto de emergência climática*", sobretudo num país muito industrializado como a França.

O estudo recorre a uma modelização agronómica e económica a 30 anos, com estimativas por Km^2 para o sequestro de carbono adicional trazido por cada nova prática, comparando com o cenário de *status quo*, e sublinha a importância das políticas públicas para incentivar as práticas mais favoráveis:

"A principal conclusão do estudo é que, implementando todas as práticas identificadas em todas as superfícies onde isso seja tecnicamente viável, é possível conseguir um sequestro adicional de +1.9‰ por ano para o conjunto de todas as superfícies agrícolas e florestais. Esse aumento é de +3.3‰ se considerarmos apenas as áreas agrícolas e de +5.2‰ se nos limitarmos às culturas arvenses (onde as reservas são, à partida, mais reduzidas). (…) O aumento do teor de matéria orgânica do solo, principalmente nas culturas arvenses, é também um objetivo importante para melhorar várias componentes da sua fertilidade. As práticas a implementar (…) trazem benefícios complementares no que diz respeito à qualidade da água e à biodiversidade. Em contrapartida, onde as reservas de carbono do solo são já elevad*as (sobretudo, florestas e prados permanentes), é difícil aumentá-las, e o desafio é então mant*ê-las *e protegê-las, preservando a sua taxa de crescimento tendencial. As políticas públicas que favorecem a manutenção de pastagens permanentes, zonas húmidas e florestas e que impedem a artificialização dos solos são, pois, essenciais e complementares às que visam o aumento das reservas de carbono para o mesmo uso do solo. Se se conseguisse atingir estes dois objetivos complementares em todo o território francês, seria possível aproximarmo-nos, ou mesmo ultrapassarmos, a meta de um aumento anual das reservas de carbono nos solos da França metropolitana em 4‰, desde que a incerteza sobre a tendência dessas reservas seja eliminada (primeira avaliação em 2020)."*

[4] https://www.inrae.fr/actualites/stocker-4-1000-carbone-sols-potentiel-france

Edições publicadas:

- CULTIVAR N.º 1 – Volatilidade dos mercados agrícolas
- CULTIVAR N.º 2 – Solo
- CULTIVAR N.º 3 – Alimentação sustentável e saudável
- CULTIVAR N.º 4 – Tecnologia
- CULTIVAR N.º 5 – Economia da água
- CULTIVAR N.º 6 – Comércio internacional
- CULTIVAR N.º 7 – O risco na atividade económica
- CULTIVAR N.º 8 – Biodiversidade
- CULTIVAR N.º 9 – Gastronomia
- CULTIVAR N.º 10 – Trabalho na agricultura e as novas tendências laborais
- CULTIVAR N.º 11 – População e território rural
- CULTIVAR N.º 12 – Alterações climáticas
- CULTIVAR N.º 13 – Cadeia de valor do setor agroalimentar
- CULTIVAR N.º 14 – O eucalipto
- CULTIVAR N.º 15 – Bioeconomia
- CULTIVAR N.º 16 – Digitalização
- CULTIVAR N.º 17 – Ensino agrícola
- CULTIVAR N.º 18 – Energia na agricultura
- CULTIVAR N.º 19 – Macroeconomia e agricultura
- CULTIVAR N.º 20 – Abastecimento alimentar – que fronteiras?
- CULTIVAR N.º 21 – Sistemas agroflorestais
- CULTIVAR N.º 22 – Edição Especial
- CULTIVAR N.º 23 – Impactos agroambientais: metodologias de quantificação e valorização económica

NOTA DE APRESENTAÇÃO

A *CULTIVAR* é uma publicação de cadernos de análise e prospetiva, sob a responsabilidade editorial do GPP – Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral, dos Ministérios da Agricultura e do Mar. A publicação pretende contribuir, de forma continuada, para a constituição de um repositório de informação sistematizada relacionada com áreas nucleares suscetíveis de apoiar a definição de futuras estratégias de desenvolvimento e a preparação de instrumentos de política pública.

A *CULTIVAR* desenvolve-se a partir de três linhas de conteúdos:

- «**Grandes Tendências**» integra artigos de análise de fundo realizados por especialistas, atores relevantes ou parceiros sociais.
- «**Observatório**» pretende reunir, tratar e disponibilizar um acervo de informação e dados estatísticos de reconhecido interesse e que poderão não estar diretamente acessíveis ao grande público.
- «**Leituras**» destina-se à divulgação de documentos de organizações, nomeadamente aqueles a que o GPP tem acesso nos diversos *fora* nacionais e internacionais, ou ainda outros textos, livros, etc. considerados relevantes.

9 772183 562002 00023

REPÚBLICA PORTUGUESA
AGRICULTURA
MAR