

## Agricultura e biodiversidade: uma diversidade de temas

JOSÉ MANUEL LIMA SANTOS

*Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa*

A atual relevância das relações entre agricultura e biodiversidade pode ser justificada em três planos. Em primeiro lugar, a conjugação da aceleração da perda de biodiversidade à escala planetária com o desafio de aumentar significativamente a produção agrícola global até 2050, tendo presente que a destruição de habitat natural por expansão da superfície cultivada constitui o principal fator de perda de biodiversidade, faz prever elevadas taxas de declínio da biodiversidade num futuro próximo. Este *nexus* entre a crise de biodiversidade, já em curso, e uma possível crise de aprovisionamento alimentar requer que os desafios em ambas as áreas (biodiversidade e alimentação) tenham respostas eficazes e articuladas.

Em segundo lugar, sendo a agricultura uma atividade utilizadora de recursos genéticos, que permitem às espécies de plantas e animais por ela utilizadas adaptar-se e responder a novos desafios (pragas, doenças, clima em mudança), a resiliência futura da produção agrí-

***Este nexus entre a crise de biodiversidade, já em curso, e uma possível crise de aprovisionamento alimentar requer que os desafios em ambas as áreas (biodiversidade e alimentação) tenham respostas eficazes e articuladas.***

***... a resiliência futura da produção agrícola depende da manutenção de uma ampla base de diversidade genética.***

cola depende da manutenção de uma ampla base de diversidade genética. Esta base tem, no entanto, vindo a estreitar-se devido quer à especialização progressiva da produção agrícola moderna num pequeno leque de espécies e variedades mais produtivas, quer à redução da diversidade genética selvagem mais relevante para o melhoramento de plantas e animais domésticos no âmbito da atual crise geral da biodiversidade.

Em terceiro lugar, a perda de biodiversidade é também uma perda de diversidade funcional, da qual resultam ecossistemas locais menos resilientes e menos capazes de fornecer uma diversidade de serviços de ecossistemas em proveito do bem-estar humano. No que se refere à perda de serviços de ecossistemas, a agricultura pode ser considerada quer como responsável – como, por exemplo, no caso da redução de serviços de ecossistemas florestais, como a regulação de caudais fluviais, resultante da desflorestação para expandir a superfície cultivada – quer como vítima – como, por exem-

plo, no caso da perda de serviços de polinização, controlo biótico de pragas e doenças, e fornecimento de nutrientes pelo ecossistema solo. A proteção destes serviços de ecossistemas usados como *inputs* produtivos na agricultura é fundamental para o sucesso da intensificação de base ecológica, uma estratégia de aumento de produção com menores custos ecológicos e económicos (face ao aumento do preço da energia e, portanto, dos *inputs* industriais com mais elevada incorporação de energia).

Por outro lado, a maior parte das dimensões da biodiversidade, sejam elas a diversidade de espécies com valor de existência para as pessoas, a diversidade genética, muitos serviços dos ecossistemas e também a diversidade de conhecimentos locais associados, por exemplo, aos agroecossistemas tradicionais, têm características de bem público mais ou menos puro. Por isso, são de esperar múltiplas falhas de mercado na conservação da biodiversidade, o que implica que os problemas de conservação associados aos três planos acima referidos requeiram também uma resposta em termos de políticas públicas, ação de entidades representativas de interesses coletivos (associações agrícolas ou ONGA) e não apenas individuais, bem como uma concertação estratégica entre as diversas partes interessadas.

Os três planos acima referidos e esta necessidade de políticas estão bem refletidos nos diversos temas abordados pelos artigos incluídos na secção “Grandes Tendências” deste volume da CULTIVAR. Francisco Moreira e Ângela Lomba sublinham a importância da gestão agrícola de baixa intensidade produtiva na conservação da biodiversidade associada às Áreas Agrícolas de Elevado Valor Natural na Europa; neste contexto, abordam de modo crítico a tese do *land sparing* (intensificação da produção agrícola para deixar mais terra para a natureza), por-

que esta ignora a dependência de diversos elementos da biodiversidade face à gestão agrícola extensiva; propõem ainda uma abordagem baseada nos sistemas agrícolas para informar a política de conservação. Cristina Branquinho *et al.* fala da relação entre os serviços dos ecossistemas e a biodiversidade que lhes subjaz, para depois se centrar num caso de estudo da perceção da fileira do vinho, para tentar compreender de que forma os serviços dos ecossistemas se enquadram na agricultura “e como

podem ser promovidos por via do conhecimento e gestão da agrobiodiversidade”. Teresa Pinto Correia sublinha a importância da abordagem das relações entre agricultura, biodiversidade e serviços de ecossistemas à escala da paisagem, per-

mitindo identificar uma diversidade de processos em curso e de situações-tipos de paisagens diferentes, que requerem respostas diferenciadas. Carlos Aguiar e Ana Maria Carvalho discutem, por sua vez, o tema da agricultura enquanto utilizadora de recursos genéticos, os diversos graus de domesticação envolvidos nesta utilização e o processo de transição entre o agroecossistema orgânico tradicional e o modelo industrial.

No resto deste artigo, abordamos as relações entre sistemas agrários e conservação da diversidade de espécies no contexto das Áreas Agrícolas de Elevado Valor Natural (AAEVN), na Europa, distinguindo primeiro os padrões de relação entre agricultura e biodiversidade, na Europa, do panorama mais geral, a nível global. A forte associação entre determinados modos extensivos de gestão agrícola e áreas com elevada biodiversidade na Europa é, em seguida, interpretada com base na hipótese do nível intermédio de perturbação proposta por Connell em 1978.

A nível global, a principal causa direta de perda de biodiversidade reside na destruição de habitats pro-

**... a perda de biodiversidade é também uma perda de diversidade funcional, da qual resultam ecossistemas locais menos resilientes e menos capazes de fornecer uma diversidade de serviços de ecossistemas em proveito do bem-estar humano.**

vocada por transformações do uso do solo, muito particularmente pela conversão de áreas naturais em terras agrícolas e de pastagem. Myers (1997) afirma que “de longe, a maior ameaça à biodiversidade à escala mundial é a destruição de habitat acompanhada por alterações do habitat remanescente e respetiva fragmentação.” (p. 148). Os resultados do Millennium Ecosystem Assessment (2005) apontam no mesmo sentido: “Praticamente todos os ecossistemas da Terra foram já dramaticamente transformados pela ação humana. Nos 30 anos que se seguiram a 1950, maior área de terras foi convertida à agricultura do que nos 150 anos entre 1700 e 1850.” (p. 42). Além disso, “20 a 50% da área de 9 dos 14 biomas globais foi já transformada em terras de cultivo.” (p. 43). Assim, “no que se refere aos ecossistemas terrestres, a mais importante causa direta de mudança durante os últimos 50 anos tem sido a transformação do coberto vegetal. Só os biomas relativamente inadequados para as plantas cultivadas, tais como os desertos, as florestas boreais e a tundra, estão hoje relativamente intactos.” (p. 49).

Contudo, pelo menos a nível europeu, a relação entre agricultura e biodiversidade comporta também aspetos positivos, que não transparecem nos diagnósticos globais, essencialmente negativos, acima referidos. Por exemplo, aproximadamente dois terços das espécies de aves ameaçadas e vulneráveis na Europa dependem de habitats agrícolas (Tucker e Heath, 1994, citados por Agência Europeia do Ambiente, 2004). Estas espécies ocorrem um pouco por toda a Europa, mas um grande número delas depende de sistemas agrícolas extensivos, particularmente no Sul da Europa (Agência Europeia do Ambiente, 2004). Além disso, os tipos de habitat natural protegidos pela Diretiva Habitats que dependem de uma gestão agrícola extensiva (28 tipos no total) cobrem 15% da área designada ao abrigo desta diretiva, percenta-

**... a nível europeu, a relação entre agricultura e biodiversidade comporta também aspetos positivos, que não transparecem nos diagnósticos globais, ... dois terços das espécies de aves ameaçadas e vulneráveis na Europa dependem de habitats agrícolas ...**

gem esta que é superior a 35% em extensas áreas do Oeste da Península Ibérica, do Centro do Reino Unido, do Maciço Central francês e do Centro montanhoso de Itália (Agência Europeia do Ambiente, 2004). Esta biodiversidade “agrícola” europeia está também em declínio, mas as causas deste declínio prendem-se agora com o abandono dos usos agrários extensivos ou com a sua intensificação (Agência Europeia do Ambiente, 2004). Tucker e Heath (1994, citados por Agência Europeia do Ambiente, 2004) estimam que 40% das espécies de aves em declínio na Europa são afetadas pela intensificação da agricultura e 20% pelo abandono de sistemas agrários extensivos.

A constatação destas associações positivas entre sistemas agrários extensivos e biodiversidade na Europa deu origem a uma preocupação pela manu-

tenção dos sistemas agrários extensivos (*Low Intensity Farming Systems*, LIFS; cf. Bignal e McCracken, 1996), ameaçados pela sua marginalidade económica/abandono, ou por oportunidades de intensificação economicamente mais

atrativas, tais como a conversão ao regadio no Sul da Europa. Mais tarde, esta preocupação veio a ser incorporada numa linha de trabalho da Agência Europeia do Ambiente: as Áreas Agrícolas de Elevado Valor Natural (AAEVN) (Agência Europeia do Ambiente, 2004).

Os diversos tipos de AAEVN incluem habitats tais como prados e pastagens seminaturais (incluindo os das regiões alpinas e das terras altas), *dehesas*, montados e pseudo-estepes cerealíferas. Estes tipos de AAEVN têm em comum: 1) um baixo nível de intensidade produtiva e de artificialização do agroecossistema, 2) um elevado nível de biodiversidade e 3) duas ameaças mutuamente exclusivas de perda de biodiversidade – o abandono da gestão agrícola ou pastoril, incluindo a florestação de

AAEVN, por um lado, ou, por outro, a intensificação agrícola (Agência Europeia do Ambiente, 2004).

Esta associação do "pico" da biodiversidade com um nível intermédio (baixo, mas não nulo) de intensidade agrícola ou pastoril, explicitada aliás num gráfico apresentado pela Agência Europeia do Ambiente (2004, p. 5), evoca claramente a hipótese do nível intermédio de perturbação, proposta por Connell em 1978. Esta hipótese associa o máximo de diversidade de espécies a regimes de perturbação ecológica (por exemplo, fogo) de frequência, escala ou intensidade intermédias, os quais geram um padrão espacial de manchas situadas em diversas etapas de recuperação pós-perturbação (sucessão ecológica), que proporcionam, no seu conjunto, habitat a uma grande diversidade de espécies.

O impacto dos sistemas agrários na diversidade de espécies deve ser avaliado a diferentes níveis espaciais. Whittaker (1960 e 1977, citado por Jennings, 1996, e Hamilton, 2005) considera quatro níveis espaciais hierárquicos aos quais se pode proceder à amostragem da diversidade de espécies:

- *diversidade pontual*, correspondente a uma amostragem ao nível do micro-habitat, no interior de um ecossistema ou mancha (10-100 m<sup>2</sup>);
- *diversidade alfa*, correspondente a uma amostragem ao nível do ecossistema ou mancha (0,1-1 000 ha);
- *diversidade gama*, correspondente a uma amostragem ao nível de uma paisagem, composta por diversos tipos de ecossistemas ou manchas (1 000-1 000 000 ha);
- *diversidade epsilon*, correspondente a uma amostragem ao nível de uma região biogeográfica, composta por diferentes paisagens (1 000 000-100 000 000 ha).

Estes diversos índices de diversidade, a múltiplos níveis de amostragem, são também designados por diversidades de inventário.

Se considerarmos, não a diversidade de espécies, a cada nível, mas sim o grau de mudança na composição específica (i.e. quantas espécies mudam) entre pontos dentro do mesmo ecossistema/mancha, entre manchas de uma mesma paisagem, ou entre paisagens dentro de uma mesma região, temos três índices de diferenciação de diversidades:

- *diversidade padrão* – mudança na composição específica entre pontos dentro de um mesmo ecossistema ou mancha; está relacionada com a heterogeneidade interna da mancha;
- *diversidade beta* – mudança na composição específica entre diferentes ecossistemas /manchas dentro de uma mesma paisagem; está relacionada com a heterogeneidade entre ecossistemas;
- *diversidade delta* – mudança na composição específica entre diferentes paisagens, ao longo de um gradiente biogeográfico principal (climático ou fisiográfico), que representa aqui o eixo de heterogeneidade subjacente.

A título de exemplo, pense-se num sistema agropastoril de montanha que introduziu, ao longo do tempo, espaços abertos – pastagens mantidas pelo fogo e pelo pastoreio, terras de cultivo e prados de feno ou lameiros – numa paisagem originariamente dominada por uma comunidade florestal natural, como o carvalhal de folha caduca. Este exemplo é muito característico de diversas áreas de montanha do Norte e Centro de Portugal, muitas delas classificadas como áreas protegidas ou sítios da Rede Natura 2000. A introdução do sistema agropastoril implica perda e fragmentação do carvalhal, podendo perder-se algumas espécies característi-

**O impacto dos sistemas agrários na diversidade de espécies deve ser avaliado a diferentes níveis espaciais.**

cas do interior da floresta (por oposição às espécies de orla, que poderão ser beneficiadas); deste modo, a diversidade alfa da comunidade florestal poderá diminuir.

Contudo, cria-se uma elevada heterogeneidade entre ecossistemas à escala da paisagem: 1) entre a comunidade florestal e as comunidades abertas criadas pela intervenção humana; e 2) entre as diversas manchas de comunidades abertas em diferentes momentos da sucessão ecológica post-fogo, post-pastoreio ou post-lavoura (fases herbáceas, subarbustivas, arbustivas e florestais). Cresce, assim, a diversidade beta, isto é diversidade de elenco de espécies entre ecossistemas, e aparecem novas espécies, que ocupam os habitats abertos (previamente inexistentes ou mais exíguos). Se estas novas espécies dos espaços abertos superarem, em número, as espécies florestais interiores que eventualmente sofram extinção local, crescerá também a diversidade gama (i.e., ao nível da paisagem).

Neste balanço de espécies ganhas e perdidas, há que ter em conta o estatuto de conservação das diversas espécies a níveis hierarquicamente superiores, isto é, ao nível nacional, regional ou mesmo global.

Neste tipo de avaliação das espécies ganhas e perdidas, diversos biólogos da conservação invocam frequentemente o estatuto pouco valioso (*weedy*) das espécies ganhas com a intervenção humana para chegarem a uma avaliação essencialmente negativa do impacte desta intervenção na biodiversidade. Nas palavras de Noss e Csuti (1997), "A subdivisão ou fragmentação de habitats pode aumentar o número de espécies, mas frequentemente favorece espécies *weedy* – isto é, aquelas que prosperam em áreas perturbadas pelo homem – relativamente às espécies mais sensíveis. Muitas reservas naturais pequenas e isoladas são bastante ricas em espécies, mas as espécies exóticas e oportunistas substituíram espécies nativas, que foram con-

duzidas à extinção local (...). Deste modo, o rácio de espécies exóticas face às nativas e a análise, ao nível populacional, de extinções e colonizações são frequentemente mais úteis para o planeamento e gestão da conservação do que a simples evolução do número de espécies." (p. 284). Contudo, se este é ou não o caso só pode ser determinado empiricamente. E, no caso de muitas AAEVN na Europa, muitas das espécies ganhas apresentam, de facto, um elevado estatuto de conservação, frequentemente maior do que o de muitas das espécies florestais naturalmente ocorrentes na área. A referência anterior às AAEVN na Europa, cuja preciosa biodiversidade está ameaçada quer pela intensificação agrícola quer pelo abandono (isto é, pela renaturalização), mostra alguns limites à aplicação generalizada daquela avaliação negativa dos biólogos da conservação, geralmente americanos, face ao impacte dos sistemas agrários na biodiversidade. Nomeadamente em contextos, como determinadas áreas europeias, em que está em causa um processo generalizado de abandono agrícola e retoma da sucessão secundária (e não uma expansão de área agrícola por conversão de ecossistemas naturais, como acontece, por exemplo, em zonas de floresta tropical), a avaliação do impacte dos sistemas agrários na biodiversidade parece ser, assim, mais complexa e matizada.

Se levarmos o nosso exemplo um pouco mais longe, poderemos prever uma fase subsequente da ocupação humana em que a floresta natural é progressivamente fragmentada e, finalmente, eliminada da paisagem, sendo substituída por formações abertas, dominadas por cultivos extensivos, prados e/ou pastagens. As espécies mais dependentes do coberto arbóreo terão agora desaparecido. A diversidade beta (anterior contraste entre manchas/comunidades florestais e espaços abertos) será agora menor, mas poderão ter aparecido novas espécies dependentes de grandes espaços abertos estepários. No que se refere ao número de espécies à escala da paisagem (diversidade gama), ele será provavelmente menor do que no ecossistema

florestal originário: menor complexidade estrutural do ambiente, logo menor diversidade alfa, conjugada com menor diversidade beta, como vimos. No entanto, é possível que as espécies dos espaços abertos, entretanto ganhas, tenham um estatuto de conservação mais elevado do que as espécies florestais perdidas. Este é efetivamente o caso num estudo comparativo conduzido por Stoate *et al.* (2003), que compara o ecossistema montado (mais próximo da floresta natural) com a pseudo-estepe cerealífera de sequeiro no Sul de Portugal. Os autores concluem que: "embora o montado suporte uma superior diversidade de espécies à escala local, as estepes aráveis extensivas contribuem de modo importante enquanto habitat para espécies globalmente ameaçadas como a abetarda *Otis tarda*, o francalho *Falco naumanni* e outras espécies cujo estado de conservação é preocupante a nível nacional ou global. Neste estudo, a maior parte das espécies observadas no montado são espécies de transição, que também ocorrem noutros tipos de habitat. Estas espécies generalistas não estão tão ameaçadas como aquelas que dependem das condições específicas associadas às estepes aráveis extensivas" (p. 38).

Alguns destes efeitos positivos de sistemas agrários extensivos na biodiversidade podem ser mais bem entendidos à luz da hipótese do nível intermédio de perturbação acima referida. Uma perturbação ecológica é uma mudança temporária nas condições ambientais (incêndio, cheia, seca, invasão de pragas...) que muda profundamente a estrutura de uma comunidade ou de um ecossistema e a disponibilidade de recursos, incluindo o substrato ou o ambiente físico (Meffe e Carroll 1997). Muitas plantas e animais beneficiam das condições criadas por uma perturbação, sendo que algumas espé-

cies, com elevada capacidade de dispersão e ocupação (colonizadoras por vocação) dependem da existência de perturbações. Outras espécies, como plantas intolerantes face à sombra, dependem também da existência de perturbações periódicas, que bloqueiem a sucessão para cobertos arbóreos mais densos.

**... a hipótese do nível de perturbação intermédio, segundo a qual a biodiversidade é máxima em ecossistemas sujeitos a perturbações intermédias quanto à respetiva extensão, frequência e intensidade. Esta noção questionou velhas ideias segundo as quais a diversidade biológica seria máxima em ecossistemas em equilíbrio (clímax da sucessão) e não perturbados.**

Na ausência de perturbações, outras espécies – aquelas com maior capacidade competitiva – vão eliminando as concorrentes e o número de espécies pode diminuir. Fica então clara uma função ecológica da perturbação: criar manchas de habitat adequado para as espécies abundantes

nas etapas iniciais da sucessão, mas que são sucessivamente excluídas pela competição em etapas mais avançadas. Por outro lado, perturbações muito extensas, frequentes ou intensas podem eliminar grande parte das espécies de paisagens inteiras, restando apenas as mais tolerantes ao tipo de perturbação em causa.

Deste modo, uma paisagem sujeita a um regime de perturbações de extensão, frequência e intensidade intermédias, caracterizada por manchas em diversas etapas da sucessão ecológica (que se inicia logo após a perturbação) proporcionará um meio variado, que fornecerá habitat a um considerável número de espécies. Estas encontram sempre, em cada momento no tempo, uma mancha de habitat favorável onde sobreviver e a partir da qual colonizar outras manchas de habitat que vão surgindo ao longo do ciclo "perturbação – sucessão – perturbação".

Foi com base nestas ideias que Connell propôs, em 1978, a hipótese do nível de perturbação intermédio, segundo a qual a biodiversidade é máxima em ecossistemas sujeitos a perturbações intermédias

quanto à respetiva extensão, frequência e intensidade (Meffe e Carroll 1997). Esta noção questionou velhas ideias segundo as quais a diversidade biológica seria máxima em ecossistemas em equilíbrio (clímax da sucessão) e não perturbados.

A hipótese representa-se graficamente na forma de um U invertido num gráfico com o nível de perturbação (frequência, intensidade ou extensão) em abcissas e a diversidade de espécies ao nível da paisagem (diversidade gama) em ordenadas. Como vimos acima, a existência de AAEVN sugere que o nível de biodiversidade em determinados sistemas agrários europeus assume a forma de um U invertido num gráfico em que o nível de intensidade agrícola está representado em abcissas. A intensidade agrícola está associada à intensidade e frequência de perturbações artificiais tais como lavouras, adubações, aplicações de herbicidas ou inseticidas, colheitas ou episódios de pastagem. Deste modo, a ideia de AAEVN com o pico de diversidade em níveis intermédios de intensidade coincide com a hipótese de Connell, se identificarmos nível de intensidade com nível de perturbação. E se o modelo subjacente de resposta da diversidade for este, a opção de renaturalização (abandono da gestão) não será necessariamente a melhor opção em termos de conservação. Igualmente, a intensificação produtiva numas terras para entregar as restantes à natureza (*land sparing*) não será também uma boa opção em termos de conservação (ver também o artigo de Moreira e Lomba neste volume).

## Referências bibliográficas

- Bignal, E. e D. McCracken (1996): The Ecological Resources of European Farmland, em: M. Whitby (ed.) *The European Environment and CAP reform. Policies and Prospects for Conservation*. CAB International, Wallingford, Oxon, UK, págs. 26-42
- Connell, J. H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs, *Science*, vol. 199, págs. 1302-1310
- Agência Europeia do Ambiente (2004): *High Nature Value Farmland. Characteristics, Trends and Policy Challenges*. Agência Europeia do Ambiente, Copenhaga
- Hamilton, A. J. (2005): Species diversity or biodiversity?, *Journal of Environmental Management*, vol. 75, págs. 89-92
- Jennings, M. D. (1996): Some Scales for Describing Biodiversity. GAP Bulletin Number 5 (June 1996). GAP Analysis Program, Moscow, Idaho (<http://www.gap.uidaho.edu/bulletins/5/ssfdb.html> acedido 24-06-2007)
- Meffe, G. K. e C. R. Carroll (1997): Conservation Reserves in Heterogeneous Landscapes, em: G. K. Meffe e C. R. Carroll (eds.), *Principles of Conservation Biology*. 2ª Edição. Sinauer Associates Publishers, Sunderland, Massachusetts, págs. 305-343
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington DC
- Myers, N. (1997): Global Biodiversity II: Losses and threats. Em: G. K. Meffe e C. R. Carroll (eds.), *Principles of Conservation Biology*. 2ª Edição. Sinauer Associates Publishers, Sunderland, Massachusetts, págs. 123-158
- Noss, R. F. e B. Csuti. (1997): Habitat Fragmentation. Em: G. K. Meffe e C. R. Carroll (eds.), *Principles of Conservation Biology*. 2ª Edição. Sinauer Associates Publishers, Sunderland, Massachusetts, págs. 269-304
- Stoate, C., M. Araújo e R. Borralho (2003): Conservation of european farmland birds: abundance and species diversity, *Ornis Hungarica*, vols. 12-12, págs. 33-40
- Tucker, G. M. e M. F. Heath (1994): *Birds in Europe. Their Conservation Status*. Birdlife Conservation Series N.º 3. Birdlife International, Cambridge
- Whittaker, R. H. (1960): Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California, *Ecological Monographs*, vol. 30, págs. 279-338
- Whittaker, R. H. (1977): Species diversity in land communities, *Evolutionary Biology*, vol. 10, págs. 1-67