

FACTOS E NÚMEROS SOBRE BIODIVERSIDADE



Produção Animal

Produção de Lacticínios





ÍNDICE

01	INTRODUÇÃO	3
02	AGRICULTURA E BIODIVERSIDADE	4
03	PRODUÇÃO DE LACTICÍNIOS NA EUROPA	6
04	PRODUÇÃO DE ALIMENTO PARA ANIMAIS E IMPACTES NA BIODIVERSIDADE	7
	4.1 Gestão de pastagens permanentes ou perenes	8
	4.2 Gestão de nutrientes e fertilização nas pastagens	10
	4.3 Gestão da flora silvestre	11
	4.4 Colheita	13
	4.5 Gestão do pastoreio	14
	4.6 Produção de forragem no estrangeiro: soja	17
	4.7 Efeitos ambientais adicionais da produção de lacticínios	18
05	GESTÃO DA BIODIVERSIDADE	19
06	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	20
07	RESUMO DO PROJECTO LIFE FOOD & BIODIVERSITY	22

1. INTRODUÇÃO

O Projecto LIFE Food & Biodiversity apoia as entidades detentoras de Normas alimentares e as empresas alimentares no desenvolvimento de medidas de biodiversidade eficientes e na implementação das mesmas nos seus critérios ou directrizes de fornecimento.

Nesta ficha informativa sobre biodiversidade são fornecidas informações sobre os impactos da produção de lacticínios na biodiversidade em regiões de clima temperado da União Europeia (UE), bem como

informação sobre boas práticas para gestão da biodiversidade. Uma agricultura favorável à biodiversidade assenta em dois pilares principais, como a imagem abaixo ilustra. Neste documento, as questões referentes às “práticas agrícolas muito boas” serão abordadas em cada capítulo e os aspectos relativos à gestão da biodiversidade serão descritos com maior detalhe no capítulo final.

AGRICULTURA AMIGA DO AMBIENTE

Criação, protecção ou melhoria de habitats (por ex., criação de habitats semi-naturais e corredores ecológicos)

GESTÃO DA BIODIVERSIDADE

Redução dos impactos negativos sobre a biodiversidade e os ecossistemas (por ex., redução de pesticidas)

PRÁTICAS AGRÍCOLAS MUITO BOAS PARA O FOMENTO DA BIODIVERSIDADE

A ficha informativa tem como alvo todos os decisores sobre a concepção e desenvolvimento de produtos, a gestão da cadeia de abastecimento, a qualidade do produto e a sustentabilidade em empresas de

processamento alimentar e retalhistas na UE. Pretende-se aumentar a compreensão da importância da biodiversidade para a produção agrícola.



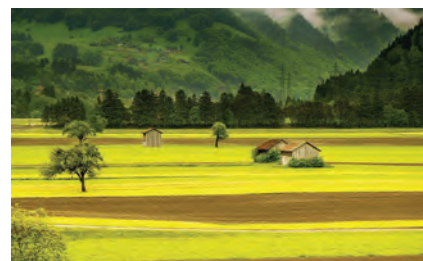
© Zeljko Radojko, www.fotolia.com

2. AGRICULTURA E BIODIVERSIDADE

Perda de biodiversidade: tempo de agir

A perda de biodiversidade é um dos maiores desafios do nosso tempo. A perda de espécies como resultado das actividades humanas está a ocorrer até 114 vezes mais rapidamente do que por processos naturais. Muitos ecossistemas que nos fornecem recursos ou serviços de ecossistema essenciais poderão, também, estar em declínio (Ceballos

et al. 2015). A conservação e o uso sustentável da biodiversidade são essenciais para manter os serviços de ecossistema, a produção agrícola e, em última análise, a nutrição e qualidade de vida humanas (Mace *et al.* 2012).



A biodiversidade é definida como a diversidade dentro das espécies (diversidade genética), entre espécies e de ecossistemas.

Os principais factores de perda de biodiversidade são:

- ◆ **Perda de habitat devido a mudanças no uso do solo e fragmentação**, que inclui a conversão de pastagens em terras aráveis, o abandono de terras, a expansão urbana e a expansão rápida de infraestruturas de transporte e redes de energia. A perda do habitat natural é a principal ameaça para 85% das espécies actualmente ameaçadas ou consideradas em perigo (WWF 2016). Em particular, a fauna e a flora das terras agrícolas estão em declínio considerável, tendo, por exemplo, o Índice de Aves Comuns de Zonas Agrícolas descido 52% entre 1980 e 2010 (PECBMS 2012). Cerca de 20% das 7 600 variedades animais do planeta (incluindo 36 espécies domesticadas de mamíferos e aves) estão classificadas como estando em risco (FAO 2007);
- ◆ **Poluição**. Cerca de 26% das espécies estão ameaçadas devido à poluição por pesticidas e fertilizantes que contêm nitratos e fosfatos (IUCN 2018);
- ◆ **Sobre-exploração das florestas, oceanos, rios e solos**. Cerca de 30% das espécies estão ameaçadas devido à sobre-exploração dos habitats e recursos naturais (IUCN 2018);
- ◆ **Espécies exóticas invasoras**. Cerca de 22% das espécies estão ameaçadas por espécies exóticas invasoras, tendo a introdução destas causado já diversas extinções (IUCN 2018);
- ◆ **Alterações climáticas**. Estão actualmente descritas alterações nos habitats e na distribuição de espécies devido às alterações climáticas. As alterações climáticas interagem com outras ameaças e muitas vezes agravam-nas (Harvell *et al.* 2002).

Produção animal e biodiversidade – uma simbiose

A principal função da produção animal é fornecer um abastecimento seguro de proteínas para a população mundial em rápido crescimento, a fim de garantir meios de subsistência estáveis. Os padrões de consumo nas

economias industrializadas e emergentes levaram a uma intensificação da produção animal e a um mercado alimentar mais globalizado, resultando em alterações muito significativas no uso das terras agrícolas e pastagens, sistemas de produção altamente intensivos e no comércio mundial de alimento para os animais e produtos de origem animal.

Actualmente, a produção de alimento para os animais e de produtos de origem animal – portanto, a produção animal em geral – depende da biodiversidade enquanto, simultaneamente, interfere significativamente nesta. Na Europa, desde o Neolítico, a agricultura e a produção animal levaram, por um lado, ao declínio de muitas espécies selvagens e, por outro lado, ao aumento da diversidade de paisagens e espécies, pelo menos à escala local. Vastas áreas do continente Europeu estiveram anteriormente cobertas por florestas. A expansão da agricultura permitiu o desenvolvimento de novas características paisagísticas, levando ao desenvolvimento de planícies, pastagens, pomares e paisagens cultivadas (como os prados). Desde então, a conservação da biodiversidade e dos habitats está intimamente ligada aos agroecossistemas, particularmente desde o declínio de espécies como os herbívoros selvagens que anteriormente se deslocavam em manadas e em grande número. Actualmente, cerca de 40% da superfície da Europa (EU-28) é utilizada para a agricultura, correspondendo a cerca de 176 milhões de hectares de terreno agrícola e pastagens (EC 2017). Consequentemente, estima-se que cerca de 50% das espécies Europeias estão associadas a habitats agrícolas (EEA 2003).

O sector alimentar pode contribuir significativamente para a conservação da biodiversidade. A integração apropriada da biodiversidade como um factor nas estratégias de abastecimento permite avaliar riscos para as operações internas, a gestão da marca ou as alterações legais e políticas, melhorar a qualidade do produto e ajudar a assegurar um abastecimento mais sustentável para os retalhistas e clientes finais. Uma boa estratégia para a conservação da biodiversidade, ou seja, um desempenho positivo ao nível da biodiversidade, abre oportunidades relativas à diferenciação no mercado, à proposta de valor, à satisfação das exigências dos consumidores e a estratégias de abastecimento mais eficientes.

Enquadramento Jurídico para a agricultura na Europa – a Política Agrícola Comum (PAC)

Desde 1962, a Política Agrícola Comum da UE (PAC, Directiva 1782/2003/EG e as alterações de 2013) apresenta o enquadramento jurídico para a agricultura na UE. Inicialmente, a PAC baseou-se na experiência da Europa no que se refere à fome e à escassez de alimentos e visou garantir a alimentação para a população e a independência do abastecimento alimentar europeu dos mercados internacionais. Actualmente, a PAC visa assegurar a produção de alimentos, mantendo cerca de 44 milhões de empregos na UE e introduzindo avanços tecnológicos em simultâneo com a protecção da natureza e a salvaguarda da biodiversidade. Regula os subsídios aos agricultores, a protecção do mercado dos produtos agrícolas e o desenvolvimento das regiões rurais na Europa. Os agricultores recebem pagamentos por hectare de terra cultivada e subsídios adicionais relacionados com a produção e gestão da exploração agrícola.

A PAC refere-se a um conjunto de Directivas da UE que devem ser respeitadas pelos agricultores:

- ◆ **Directiva Nitratos (91/676/CEE)** – regula as melhores práticas para fertilização de culturas.
- ◆ **Directiva Quadro do Uso Sustentável dos Pesticidas (2009/128/CE)** – regula as melhores práticas para o uso de insecticidas, herbicidas e fungicidas.
- ◆ **Directivas Aves e Habitats e Aves (79/409/CEE; 92/43/CEE;)** – fornecem o enquadramento jurídico para a conservação da biodiversidade na Europa.
- ◆ **Directiva Quadro da Água (2000/60/EC)** – destina-se a melhorar o estado das massas de água na Europa e tem uma forte relação com a biodiversidade.

Desde 2003, os regulamentos de condicionalidade abordam deficiências da filosofia inicial da PAC em questões ambientais. Este princípio, ligando os apoios da PAC aos agricultores a regras básicas de protecção do ambiente, representou um passo importante para uma agricultura mais sustentável. As regras de condicionalidade incluem medidas para reduzir os impactos severos da agricultura no ambiente, como a erosão dos solos, a nitrificação, a poluição das massas de água, as alterações ao uso do solo, etc. Em termos de biodiversidade, as ONG de ambiente têm insistido na necessidade de se ir além dos regulamentos associados à condicionalidade (Boccaccio *et al.* 2009).

Desde 1992, a PAC promove a implementação de medidas agroambientais voluntárias, apoiadas através de pagamentos por hectare que dependem dos custos e perdas de rendimento resultantes da implementação destas medidas. Os Estados-Membros, as províncias e os Estados federais definem medidas agroambientais regionais, que se focam directamente na protecção e conservação da agro-biodiversidade. Os agricultores podem semear faixas de plantas florescentes, colocar permanentemente ou temporariamente campos em pousio, implementar faixas-tampão ao longo de linhas de água, plantar sebes, entre outras acções. Diversos estudos têm demonstrado os efeitos positivos de tais medidas na biodiversidade (Sutherland *et al.* 2017).

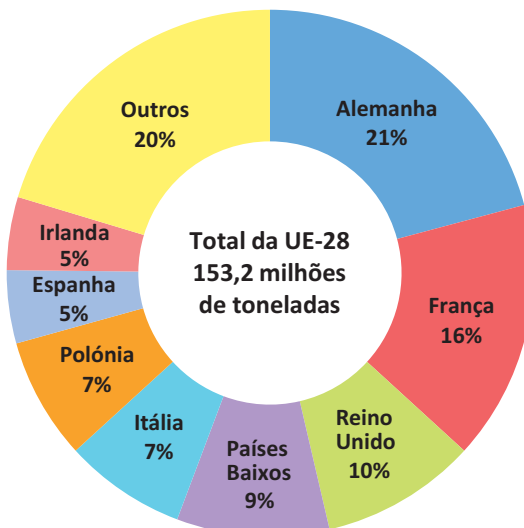
Os regulamentos mais recentes da PAC, introduzidos em 2014, obrigam os agricultores a implementar medidas de integração dos objectivos ambientais (“greening”) quando se candidatam a pagamentos directos (EC 2013). A protecção da biodiversidade e da água são explicitamente visadas. Os agricultores deverão cumprir critérios para diversificar culturas, manter pastagens permanentes e preservar áreas naturais e paisagens. Cerca de 30% dos pagamentos directos estão focados no reforço da sustentabilidade ambiental da agricultura e no incremento dos esforços dos agricultores, em especial para melhorar o uso dos recursos naturais. De acordo com uma avaliação recente, dois anos após a aplicação de medidas de “greening”, os efeitos observados na biodiversidade foram escassos e será necessário ajustar o conjunto actual de medidas para aumentar a sua efectividade (Hart *et al.* 2017).

3. PRODUÇÃO DE LACTICÍNIOS NA EUROPA

Na UE, a produção de lacticínios é muito importante do ponto de vista económico: a produção de leite representa 14% da produção agrícola total da UE, mais do que qualquer outro produto. Todos os Estados-membros da UE produzem leite e particularmente para a Alemanha, França, Reino Unido, Polónia, Países Baixos e Itália, a produção de lacticínios desempenha um papel significativo na economia agrícola. Estes países representam cerca de 70% da produção de leite da UE (ver gráfico à direita). A Europa contribui com 1/3 da produção mundial de leite, com 165 milhões de toneladas por ano. Até 2015, a produção de leite na UE era uma questão de quotas e regulamentos complexos, incluindo a atribuição de preços.

Apesar do número de vacas ter diminuído para 23 milhões, nas últimas décadas, a produção anual média de leite aumentou para 6.700 kg. A raça de vaca leiteira mais importante é a Holstein-Frísia, com uma produção anual de até 10.000 kg.

De acordo com o Eurostat, 33% das terras aráveis de todo o mundo são usadas para a produção de rações para animais (60% na UE). Desta área, cerca de 50% são prados (33% pastagens permanentes), enquanto a restante são terrenos aráveis. Devido a uma maior procura de lacticínios e de carne no mercado mundial, a área necessária para alimentar todos os animais aumentou de forma constante ao longo das últimas décadas. Hoje em dia, muitas das culturas produzidas em sistemas agrícolas intensivos são utilizadas como ração para animais.

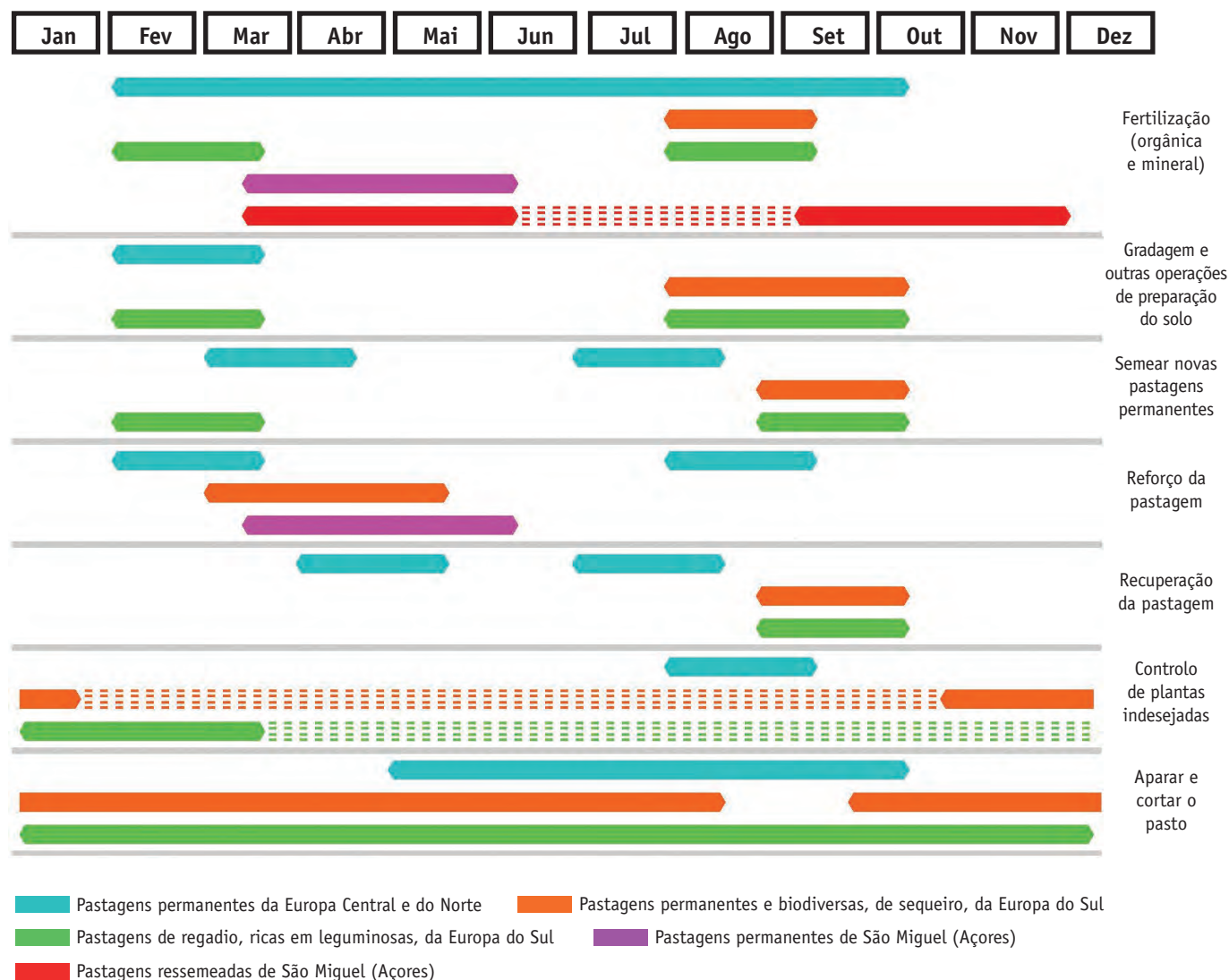


Produção de leite de vaca na EU-28 (Eurostat 2018).

A expansão das terras aráveis, frequentemente à custa de ecossistemas prístinos, também se encontra, muitas vezes, relacionada com a produção de ração para animais (por exemplo, a soja no Brasil). Esta tendência pode ser observada nos EUA, no Brasil e na Argentina.



4. PRODUÇÃO DE ALIMENTO PARA ANIMAIS E IMPACTES NA BIODIVERSIDADE



Cronograma detalhado da aplicação habitual dos principais tratamentos de cultivo em pastagens: a) da Europa Central e do Norte (permanentes ou perenes); b) da Europa do Sul (permanentes e biodiversas, de sequeiro, ou de regadio, ricas em leguminosas); e c) de São Miguel (Açores) (permanentes ou ressemeadas).

O cultivo e o tratamento de pastagens permanentes ou perenes requerem um conjunto de operações específicas. Contudo, alguns dos detalhes relativos a estas operações, bem como o período do ano adequado para as implementar, podem variar conforme estejamos a considerar a Europa Central e do Norte ou a Europa do Sul (ver cronograma).

Na Região Autónoma dos Açores, e em particular na Ilha de São Miguel, para além de pastagens permanentes (não ressemeadas há pelo menos 10 anos) e de pastagens ressemeadas, existem ainda algumas raras áreas com pastagens semi-naturais, que incluem espécies nativas e endémicas (sobretudo briófitos e pteridófitos), localizadas em locais com elevada altitude. Estas pastagens são utilizadas, essencialmente, durante a Primavera e o Verão, quando as condições climáticas o permitem, não sendo geralmente adubadas com fertilizantes químicos

mas usufruindo da matéria orgânica resultante do pastoreio de vacas fora do período de lactação, que por lá ocorre de uma a três vezes por ano.

Também na Ilha de São Miguel, existem ainda pastagens dominadas por Azevém-anual (*Lolium multiflorum*), em rotação com a produção de milho forrageiro, muito comuns até aos cerca de 300/500 metros de altitude. As pastagens predominam entre Outubro e Maio e a cultura do milho entre Maio e Outubro. Estas pastagens podem ser colhidas ou pastoreadas até 5 vezes por ano, sendo comum o uso de fertilizantes químicos. Após a colheita do milho (em Setembro ou Outubro), faz-se, por vezes, o pastoreio da erva que cresce espontaneamente entre os resíduos da cultura do milho, sendo que apenas depois se promove uma nova sementeira de gramíneas.

4.1 Gestão de pastagens permanentes ou perenes

Na Europa Central e do Norte, a fertilização geralmente ocorre de Fevereiro a Outubro. Na Europa do Sul, mais perto do Mediterrâneo, a aplicação de fertilizantes minerais em pastagens permanentes biodiversas de sequeiro deve ocorrer antes do início do ciclo produtivo, ou seja, em Agosto e Setembro (instalação e manutenção). A aplicação de fertilizantes orgânicos sólidos e líquidos deve ocorrer no mesmo período, mas os primeiros só devem ser aplicados durante a fase de instalação, enquanto os últimos podem ser aplicados durante as etapas de instalação e manutenção. Na mesma região, a aplicação de fertilizantes minerais em pastagens de regadio, ricas em leguminosas, também ocorre em Agosto e Setembro, mas a manutenção pode ser realizada em Fevereiro e Março. Os fertilizantes orgânicos, sólidos e líquidos, deverão ser aplicados exclusivamente durante a fase de instalação. Na Ilha de São Miguel, nas pastagens permanentes, dominadas por Erva-lanar (*Holcus lanatus*) ou, mais raramente, por Dáctilo-dos-lameiros (*Dactylis glomerata*), é frequente a aplicação de fertilizantes químicos essencialmente na Primavera e, eventualmente, no Outono. Na mesma ilha, nas pastagens mais comuns – as ressemeadas (i.e., reforçadas ou ressemeadas após 2, 3 ou 5 anos) – dominadas por Azevém-perene (*Lolium perenne*) ou Azevém-anual (*Lolium multiflorum*), a fertilização é feita após cada corte ou período de pastoreio, com maior incidência na Primavera e no Outono, uma vez que, dependendo da altitude, podem ocorrer períodos de menor crescimento durante o Inverno ou o Verão. Para além de fertilizantes químicos, é comum aplicar-se o chorume, anteriormente depositado nas nitreiras, nestas pastagens. Isto ocorre da Primavera ao Outono, após os cortes ou períodos de pastoreio.



Na Europa Central e do Norte, o trabalho mecânico de preparação do solo, como a gradagem, com o objetivo de melhorar as pastagens, é geralmente efectuado em Fevereiro e Março. Na Europa do Sul, estas operações são geralmente efectuadas de Agosto a Outubro, mas no caso das pastagens de regadio algumas operações podem também ter lugar em Fevereiro e Março.

As operações de sementeira podem ser implementadas para três finalidades principais: a instalação de novas pastagens, a manutenção ou melhoria das pastagens existentes e a recuperação de pastagens irregulares.

No que diz respeito à instalação de novas pastagens, na Europa Central e do Norte estas operações têm geralmente lugar em Março e Abril ou Julho e Agosto. Estas pastagens são frequentemente a componente permanente do sistema de rotação de culturas e raramente correspondem a pastagens verdadeiramente perenes. Na Europa do Sul, a sementeira pode ocorrer em Setembro e Outubro, sendo que, no caso das pastagens de regadio, pode também ter lugar em Fevereiro e Março. É comum lavar-se o terreno e proceder-se a etapas adicionais no sentido de organizar a sementeira.

Na Europa Central e do Norte, se for necessário um reforço com novas sementes para manter uma parcela com pastagens de elevado valor ou melhorá-la, as sementes são aplicadas de Fevereiro a Março ou de Agosto a Setembro. Na Europa do Sul, o banco de sementes pode ser reforçado entre Março e Maio nas pastagens de sequeiro, ao passo que nas pastagens de regadio é possível recorrer ao pastoreio selectivo a fim de favorecer as espécies e variedades mais relevantes. Na Ilha de São Miguel, as pastagens ressemeadas são alvo de pastoreio directo sobretudo durante a Primavera e o Verão. Como tal, o reforço com sementes de Azevém-anual, realiza-se particularmente durante a Primavera.

Na Europa Central e do Norte, as pastagens irregulares são recuperadas durante Abril e Maio, ou durante Julho e Agosto, dependendo do tempo e da disponibilidade da água. A sementeira pode ser levada a cabo recorrendo a um pulverizador ou através de técnicas de sementeira directa. Na Europa do Sul, é em Setembro e Outubro que se recuperam tanto as pastagens de sequeiro como as de regadio. Para as pastagens de sequeiro é possível recorrer à sementeira directa. Para as de regadio, pode-se proceder a uma suspensão da rega seguida de sementeira directa, de modo a que as espécies perenes possam terminar o seu ciclo ou entrar em dormência estival.

Na Europa Central e do Norte, a aplicação de medidas para lidar com espécies de plantas indesejadas e infestantes ocorre geralmente durante os meses de Agosto e Setembro. A maioria das plantas é suprimida através de corte frequente. Na Europa do Sul, tais medidas podem ser aplicadas durante todo o ano, mas principalmente de Novembro a Janeiro (sequeiro) e de Janeiro a Março (regadio).

Quando as plantas infestantes cobrem já áreas significativas da parcela e as abordagens mecânicas ou químicas não são viáveis, pode ser necessária a recuperação total da pastagem permanente. Para tal, poderão ser necessárias medidas de preparação do solo. Onde é permitido, e dependendo dos regulamentos quanto ao local e ao momento em que tal é possível, o solo pode ser preparado mecanicamente, através da lavoura e gradagem, seguindo-se a sementeira. Em alternativa, deve-se aplicar a sementeira directa, evitando a mobilização do solo, ainda que, como complemento, seja frequente o uso local e concentrado de agroquímicos. Estes devem ser os adequados e com uma permanência no solo comprovadamente reduzida, sem risco de dispersão, mas o seu uso deve ser progressivamente reduzido.

Na Europa Central e do Norte, a colheita decorre geralmente de Maio a Outubro. Na Europa do Sul, nas pastagens de sequeiro, a colheita decorre geralmente entre Outubro e Agosto do ano seguinte, mas as operações podem ser reduzidas ou suspensas durante a primavera, de forma a favorecer a floração e a produção de sementes. No caso das pastagens de regadio, a colheita pode ter lugar durante todo o ano, 3 a 5 meses após a fase de instalação da pastagem. Na Ilha de São Miguel, nas pastagens ressemeadas, onde o declive o permite, são efetuados cortes para a produção de rolos, em particular quando o crescimento é mais rápido.

EFEITOS NA BIODIVERSIDADE

A ecologia do solo tem um papel fundamental nas suas funções naturais. Em geral, os tratamentos do solo afectam negativamente a biodiversidade. O oxigénio, a radiação UV e o calor atingem o solo, especialmente nas situações em que este foi mobilizado, originando sulcos que geram efeitos de orla severos sobre a biodiversidade do solo. Os processos de humificação, que ocorrem naturalmente em condições de anóxia, podem ser prejudicados, e o sistema natural de poros do solo, pode ser interrompido. Cada tratamento afecta a diversidade biológica do solo em diferente grau.

Os herbicidas são aplicados principalmente para combater infestantes já estabelecidas no campo, mas alguns produtos são também usados para selar o solo e evitar o aparecimento de infestantes indesejáveis. No entanto, estes herbicidas de pré-emergência poderão ser substituídos, na sua maioria, por técnicas de monda mecânicas.

Antes de se implementar uma sementeira directa, visando a recuperação de pastagens permanentes, é comum o uso de herbicidas de contacto, não selectivos, como o glifosato, para a desvitalização destas pastagens. Esta operação pode ter efeitos catastróficos sobre a biodiversidade. Este tipo de herbicida atinge todas as plantas presentes de forma não-selectiva, reduzindo o alimento disponível para um grande número de espécies animais (e.g., insectos, pássaros, mamíferos, etc) podendo, em última análise, contribuir para o colapso de redes tróficas. No entanto, alguns estudos indicam que, se o solo for pouco mobilizado, ou na ausência de mobilização, tanto a persistência dos herbicidas no solo como as quantidades escoadas são mais reduzidas, devido a uma maior atividade microbiológica na camada superficial e a níveis mais elevados de adsorção da matéria orgânica do solo, respectivamente (Basch *et al.* 1995, Cuevas *et al.* 2001).



Boas práticas agrícolas para incremento da biodiversidade

Uma actividade biológica elevada melhora a auto-regulação dos ecossistemas do solo e a decomposição da matéria orgânica. Os tratamentos superficiais, como a instalação de uma cobertura vegetal (adubação verde) e a sementeira directa, são geralmente menos prejudiciais do que a mobilização profunda e exercem, portanto, menor impacto sobre a biodiversidade do solo, como as minhocas, as aranhas e os escaravelhos. Estes pequenos invertebrados, que constituem a base das redes tróficas do solo, beneficiam também de uma preparação do solo orientada para a conservação (Farooq and Kadambot 2015) e da ausência de mobilização da camada superior do solo (0 a 30 cm). Na Europa Central e do Norte, a colocação da cobertura vegetal, com a preparação mecânica do solo a ela associada, é uma opção ambientalmente correcta para reduzir a flora selvagem que compete com as culturas nas fases iniciais. Tal ajuda a reduzir a aplicação de herbicidas e as consequências ambientais negativas dos agro-químicos. Na Europa do Sul, é preferível optar-se por uma reduzida ou nula mobilização do solo, mas a aplicação de herbicidas deve ser evitada pouco antes de chuvas mais intensas (Basch *et al.* 2015).

4.1

4.2 Gestão de nutrientes e fertilização nas pastagens

O rendimento almejado e a qualidade (teor de proteína) da pastagem determinam a aplicação de fertilizantes azotados nas pastagens. Se o prado for usado exclusivamente como pastagem, a quantidade máxima de azoto é de cerca de 130 kg/ha, uma vez que a entrada de nutrientes através do estrume dos animais da pastagem contribui significativamente para o fornecimento total de azoto. Por outro lado, os prados podem necessitar de até 300 kg/ha, dependendo da intensidade produtiva. Em tais prados, é permitido aplicar 170 kg/ha sob a forma de substâncias orgânicas.

No caso das pastagens ricas em leguminosas, não será necessário azoto adicional, uma vez que podem fixar quantidades significativas de azoto, variando de 75 a 200 kg/ha, nas áreas não irrigadas, e de 150 a 500 kg/ha, nas áreas de regadio (Freixial e Barros 2012). De referir ainda que tanto os prados como as pastagens dependem também de uma disponibilidade razoável de fósforo, enxofre, magnésio e potássio. Como tal, é recomendável o uso complementar de fertilizantes minerais.

Nos sistemas intensivos, os fertilizantes orgânicos, na forma de estrume, podem constituir a fonte mais importante de nutrientes para as pastagens. O momento ideal para a aplicação depende dos padrões de crescimento das espécies herbáceas, bem como da gestão adoptada para as pastagens. Na Europa Central e do Norte, o estrume pode ser aplicado a partir de Fevereiro, em solos não congelados e desprovidos de neve, que estão, portanto, disponíveis para a absorção. No sul da Europa, o período de disponibilidade do solo é maior. Tal como no caso dos fertilizantes minerais, a quantidade máxima de estrume a aplicar nas pastagens depende do nutriente que primeiro alcance a os requisitos máximos das espécies herbáceas (frequentemente o fósforo).



© Wolfgang Jargstorff, www.stock.adobe.com

EFEITOS NA BIODIVERSIDADE

As práticas de fertilização têm geralmente dois tipos principais de efeito sobre a biodiversidade. O primeiro refere-se a mudanças no estado trófico das comunidades vegetais e animais e o segundo refere-se a mudanças nos ciclos globais dos nutrientes, principalmente através de escorrências destes nutrientes para o meio ambiente e pela consequente poluição difusa causada por excessos de azoto e fósforo (Basch *et al.* 2015).

As pastagens são particularmente diversas no que se refere a espécies de plantas e animais. Sendo um dos maiores biomas da Terra, estima-se que cerca de 24% das espécies de plantas do mundo ocorram em pastagens (Shantz 1954, Sims e Risser 2000, Pokorny *et al.* 2004). No entanto, a fertilização descuidada pode provocar alterações nas comunidades vegetais, dentro e em redor das pastagens, incluindo nas espécies nativas e/ou endémicas, bem como nas espécies animais que estão associadas a estas.

No que diz respeito às comunidades animais, uma disponibilidade mais elevada de nutrientes leva geralmente a uma maior produção de biomassa e, portanto, a uma maior disponibilidade de alimento para artrópodes herbívoros e outros organismos. Algumas espécies generalistas podem beneficiar deste aumento de biomassa e exibir crescimento populacional. No entanto, a biodiversidade não se caracteriza particularmente por espécies generalistas, mas principalmente por espécies especializadas que ocupam um número significativo de nichos ecológicos. Talvez por esta razão, diversos estudos de longo prazo têm documentado decréscimos acentuados e significativos em muitas espécies típicas das paisagens agrícolas e dos nichos ecológicos encontrados nessas paisagens.

A escorrência de nutrientes, resultante de fertilização excessiva, causa poluição difusa relevante e um impacto significativo nos ecossistemas aquáticos, particularmente através da acidificação e eutrofização, isto é, da depleção de oxigénio que tem lugar numa massa de água após um crescimento excessivo de plantas e algas como consequência de uma maior disponibilidade de nutrientes e sais minerais (Carpenter *et al.* 1998).

A eliminação desadequada de estrume e de chorume, particularmente resultante da pecuária intensiva, pode afetar gravemente o solo e as massas de água. O despejo accidental de estrume pode facilmente causar o colapso de toda uma teia trófica aquática, mas o restauro desse ecossistema é inerentemente complexo e pode exigir um longo tempo. A própria eliminação moderada de estrume pode levar a mudanças significativas nos ecossistemas aquáticos interiores, reduzindo a comunidade existente de espécies aquáticas às poucas que são tolerantes à poluição da água. A produção e aplicação de estrume também contribuem para as alterações climáticas através da emissão de substâncias como o amoníaco (NH_3) e óxidos de azoto (NO_x).



© Countrypixel, www.stock.adobe.com

Boas práticas agrícolas para incremento da biodiversidade

Devido à complexidade dos fertilizantes orgânicos e dos seus múltiplos benefícios para o ambiente, os fertilizantes minerais deverão ser substituídos sempre que possível. Tal poderá implicar o uso de diferentes tipos de matéria orgânica. É importante que estes fertilizantes sejam aplicados de acordo com algumas regras básicas que visam evitar a escorrência de nutrientes para os corpos de água. O estrume não deverá ser aplicado em solos saturados de água ou alagados, solos profundamente congelados e solos cobertos de neve.

Para reduzir ainda mais o risco de escorrência, deverá ser assegurada uma distância mínima aos corpos de água de 1 m com máquinas de aplicação de precisão e de 4 m com máquinas de aplicação comuns. Adicionalmente, os agricultores deverão

assegurar a capacidade de armazenar o seu próprio estrume durante nove meses, a fim de evitar situações em que o estrume seja aplicado no campo devido à falta de instalações de armazenamento. Em 2017 esta situação surgiu no norte da Alemanha, após chuvas prolongadas que impediram a aplicação de estrume durante mais de seis meses.

Finalmente, os critérios para a fertilidade e fertilização do solo óptimas deverão ser baseados em Normas que requeiram balanços de nutrientes e forneçam métodos de aplicação comprovados. Estas Normas deverão definir limites de nutrientes específicos para as pastagens, combinados com limites de tolerância e referências temporais. Os fertilizantes utilizados deverão ser documentados em detalhe e de acordo com as regulamentações legais. Actualmente, a Directiva Nitratos da UE (Directiva 91/676/CEE) estabelece um limite de 170 kg/ha de azoto orgânico e todos os Estados-Membros adoptaram programas de acção que incluem este limite. A devolução das fracções de azoto orgânico deverá ser respeitada nos anos seguintes, e as quantidades de amoníaco deverão ser contabilizadas para cada cultura desde o momento da fertilização. As Normas e empresas poderão definir períodos de retenção para a aplicação de fertilizantes orgânicos, a fim de reduzir a probabilidade de escorrência para os corpos de água.

De forma geral, as pastagens geridas de forma extensiva são diversificadas em termos de flora e fauna. Sempre que possível, as pastagens deverão ser geridas desta forma. Uma redução na fertilização e no uso de fitofármacos resultará numa maior abundância de espécies, entre as quais, por exemplo, as aves que utilizam as pastagens como habitats de alimentação.

4.3 Gestão da flora silvestre

De um ponto de vista ecológico, as pastagens, especialmente aquelas que são geridas de forma extensiva, são policulturas diversificadas que incluem muitas gramíneas, leguminosas e outras espécies de flor. Até mesmo as pastagens geridas de forma intensiva podem conter alguma diversidade, embora esta possa ser fortemente reduzida dado o tipo de gestão. Nestas pastagens intensivas, as gramíneas são geralmente agrupadas de acordo com seu valor nutricional para o gado. Normalmente, o primeiro passo para reduzir a presença de espécies de plantas não produtivas implica a utilização de métodos mecânicos. Estes podem incluir nivelamento, gradagem, laminagem, corte e aplicação de uma cobertura morta. Como o uso de herbicidas pode ter um efeito colateral negativo sobre as espécies de gramíneas produtivas, esse uso deve ser evitado, excepto quando as plantas indesejadas não podem ser controladas através de meios mecânicos ou quando espécies particularmente problemáticas já se tenham estabelecido. A gestão sustentável das pastagens e o controlo da flora silvestre podem requerer aplicações adicionais de sementes, uma vez que um pasto fragmentado leva muitas vezes à propagação das plantas indesejadas.

Os herbicidas podem ser classificados em duas categorias: residuais e de contacto. Os herbicidas residuais vedam o solo e inibem o desenvolvimento de espécies de plantas silvestres. Os herbicidas de contacto interrompem o metabolismo das plantas emergentes. Os herbicidas podem também ser considerados como totais ou específicos. Os herbicidas totais visam qualquer espécie de planta e os herbicidas específicos visam apenas espécies de plantas específicas. Os herbicidas são muito eficazes e o glifosato é um exemplo de um herbicida total que funciona como uma toxina de contacto. A aplicação de apenas 0,1 ml/m² é geralmente suficiente para obter o efeito desejado. Nas pastagens, os herbicidas totais são aplicados para desvitalizar uma comunidade herbácea maior antes da ressemeadura. Os herbicidas específicos são usados como um meio para neutralizar determinadas espécies indesejadas.





EFEITOS NA BIODIVERSIDADE

O uso de pesticidas é geralmente criticado por ONG e autoridades reguladoras devido ao seu elevado impacto na biodiversidade. A comunidade científica tem destacado a forma como, na agricultura de precisão, o uso de alguns agroquímicos é possível desde que complementado com uma nula ou escassa mobilização do solo, reduzindo, dessa forma, a persistência destes agroquímicos no solo (Basch *et al.* 2015). A legislação que incide sobre a água restringe a aplicação de alguns herbicidas amplamente utilizados e daqueles com elevado risco de lixiviação decorrente dos seus tempos de aplicação. É essencial uma aplicação cuidadosa dos pesticidas para minimizar os danos colaterais.

No que diz respeito ao uso de herbicidas, é importante notar que a diversidade florística constitui a base das redes tróficas associadas às pastagens. Consequentemente, se tal diversidade for reduzida, também a diversidade de alimentos disponíveis será menor para atender aos requisitos das várias espécies de animais, como os artrópodes e as aves. Nas pastagens, as plantas com baixo valor nutricional geralmente decrescem em termos populacionais. Actualmente, muitas espécies típicas das áreas agrícolas encontram-se quase extintas numa diversidade de paisagens rurais.

O uso de meios mecânicos para o combate de infestantes pode também gerar fortes impactes negativos. Estes tratamentos são geralmente aplicados em toda a parcela, deixando apenas algumas áreas por tratar e afectando praticamente todas as espécies animais. Os ninhos de aves que se reproduzem cedo são frequentemente destruídos. O impacto negativo sobre os insectos e outros artrópodes, bem como sobre anfíbios, e o consequente declínio das suas populações, reduz a disponibilidade de alimento para outras espécies de vertebrados.

4.3

Boas práticas agrícolas para o fomento da biodiversidade

Como referido acima, todas as atividades agrícolas, de natureza química ou mecânica, têm efeitos sobre a biodiversidade. Na Europa Central e do Norte, reduzir a presença de plantas infestantes usando meios mecânicos tem menos efeitos negativos sobre o ambiente em comparação com o uso de herbicidas. No sul da Europa, evitar a mobilização do solo e preservar a matéria orgânica nele existente é necessário e frequentemente complementado com o uso, localizado e preciso, de agroquímicos (com menor persistência devido à ausência de mobilização).

A Gestão Integrada de Pragas é hoje uma referência na legislação Europeia e visa prevenir o uso de pesticidas aplicando técnicas de cultivo que permitem reduzir a presença de pragas e doenças nas culturas. Estas medidas devem sempre fazer parte da gestão da exploração. Para o caso das pastagens, é particularmente importante o uso optimizado da matéria orgânica e a promoção de organismos benéficos. A disseminação de organismos prejudiciais pode também ser evitada através de medidas sanitárias e de higiene, tais como: a) a remoção das plantas, ou partes destas, que se encontrem afectadas; b) a limpeza frequente do equipamento; e c) a gestão equilibrada da fertilidade do solo e da água.

A fim de proteger as massas de água, deverão ser instaladas e mantidas áreas de exclusão ao longo das bordas destes elementos (largura mínima: 10 metros). Recomenda-se o uso de meios mecânicos em substituição dos herbicidas pré-emergentes. Deverá ser proibido o uso de pesticidas perigosos para as abelhas, insectos polinizadores, outros organismos benéficos, anfíbios ou peixes. Adicionalmente, não deverão ser permitidas substâncias particularmente nocivas e versões equivalentes (como por exemplo, o glifosato, o diquato, o paraquato, o glufosinato-amónio e o indaziflam).

4.4 Colheita

Os agricultores ceifam as pastagens permanentes intensivas e não-intensivas até sete vezes por ano, dependendo da velocidade de crescimento e da duração da época de crescimento. A partir da primeira ceifa, que nas regiões de clima temperado da Europa Central ocorre em Maio, estas pastagens são cortadas a cada quatro a seis semanas. O período vegetativo e a data de corte variam consideravelmente de acordo com a latitude geográfica. A ceifa das plantas para alimentação animal como cultura secundária (e.g., o trevo, *Trifolium* spp.) é feita após a floração, sendo que esta pode ocorrer várias vezes por ano. Este alimento pode ser fornecido fresco, seco (feno) ou preservado como silagem para o Inverno. A preservação de erva fresca como silagem tem aumentado desde os anos 1950. As pastagens extensivas são geralmente ceifadas duas vezes, mas apenas uma vez nos Verões curtos.



EFEITOS NA BIODIVERSIDADE

As pastagens fornecem habitats e áreas de reprodução e de protecção para muitas espécies animais. Desta forma, o seu uso intensivo tem fortes impactos na biodiversidade. Algumas espécies de plantas são incapazes de florescer em pastagens intensivas devido ao seu corte frequente, o que reduz drasticamente o seu valor para os insectos. Adicionalmente, os insectos do solo são eliminados regularmente e não conseguem reproduzir-se. Finalmente, as frequências de corte de 4 a 6 semanas são críticas para as aves que se reproduzem no solo, uma vez que, desta forma, estas aves não têm tempo suficiente para se reproduzirem.

Normalmente, o corte é feito com grandes máquinas de corte rotativo ou, alternativamente, com motoceifeiras. As primeiras são muito eficientes, criando uma sucção para as suas lâminas que é mortal para insectos e pequenos animais, incluindo crias de veado.

Como mencionado anteriormente, as pastagens geridas de forma intensiva são geralmente fertilizadas com até 300 kg/ha de azoto. Com o intuito de estimular um novo crescimento, a aplicação de cerca de 50 kg/ha de azoto após cada corte exerce um forte impacto negativo sobre o solo e os seus organismos, que inevitavelmente declinam a longo prazo.

Algumas pastagens extensivas são protegidas pelas leis europeias de Conservação da Natureza dada a sua importante diversidade biológica (e.g., os prados mesófilos Macaronésicos, entre outros). O cultivo extensivo com pouca ou nenhuma fertilização leva a uma elevada riqueza em plantas herbáceas. O duplo corte afasta as graminéas e simultaneamente favorece as herbáceas.



4.4

Boas práticas agrícolas para incremento da biodiversidade

Várias medidas podem reduzir o impacto do corte na biodiversidade. Conforme referido, em geral, as motoceifeiras têm muito menos impacto do que as máquinas de corte rotativo. É por esta razão que são usadas nas pastagens com maior estatuto de conservação. Se não houver alternativa às segundas, o tempo, o padrão e a altura de corte poderão ajudar a reduzir este impacto severo:

- 1. Atrasar a época de ceifa.** Se o primeiro corte for atrasado algumas semanas, será menor o impacto na reprodução de muitas espécies de animais, como aves (que se reproduzem em prados) ou insectos. No que diz respeito às aves, esta medida beneficiará principalmente a primeira ninhada, uma vez que muitas crias começam a desenvolver as suas penas em Maio. Os insectos beneficiam principalmente das espécies de plantas que conseguem florescer antes do primeiro corte.
- 2. Estabelecer uma altura mínima de corte de 7 cm.** Geralmente, quanto maior esta altura, menor a mortalidade de animais que se protegem estendendo-se no chão e menor a perda de locais de nidificação. Por exemplo, na Europa Central as lavercas (*Alauda arvensis*) têm maior produtividade em locais com altura de corte elevada.
- 3. Reduzir a frequência dos cortes.** Aumentar o intervalo, principalmente entre o primeiro e o segundo cortes, possibilita com que as aves que se reproduzem no solo efectuem uma segunda postura e se reproduzam com sucesso.

Adicionalmente, o regime de corte pode ser alterado em favor da biodiversidade:

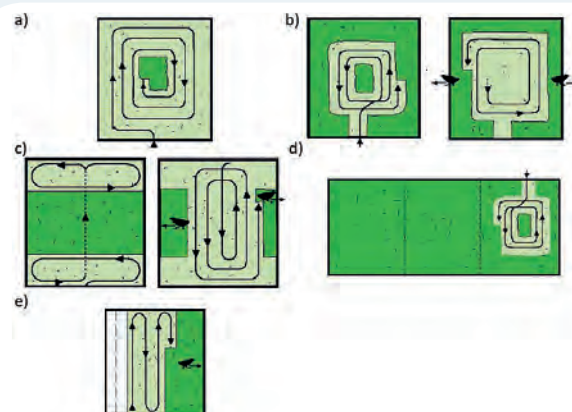
1. Efectuar o corte quando os insectos e outros artrópodes estão menos activos. O corte deverá ocorrer preferencialmente sob tempo húmido e frio. Adicionalmente, os insectos que usam as flores, como as abelhas e as borboletas, raramente voam com tempo nublado. O mesmo se aplica ao início da manhã e à noite, portanto o corte deverá ser preferencialmente realizado nesses momentos ou condições atmosféricas. O tempo nublado não é problemático para a silagem, mas poderá sê-lo para o corte dos feno.

2. Cortar áreas diferentes em diferentes momentos. Se todas as pastagens forem ceifadas ao mesmo tempo, deixarão de estar disponíveis grandes áreas de habitat. Para os insectos sobreviventes, tal significará grandes dificuldades em encontrar alimento e perturbações no seu ciclo de vida. As aves e outros pequenos animais não encontrarão locais de refúgio e estarão expostos a predadores. Desta forma, o corte de áreas maiores, secção a secção, provou ser bem-sucedido. Em alternativa, deixar faixas por cortar (e.g., de 20 m de largura) poderá permitir aos animais fugir para as mesmas, que podem ser mantidas temporária ou permanentemente.

3. Adoptar um padrão de corte adequado. No passado, as pastagens eram frequentemente ceifadas de fora para dentro, em círculos concêntricos, levando à fuga dos animais para o círculo interior e causando a sua morte (ver figura: esquema a). Hoje devem ser aplicados regimes de corte alternativos: começando no centro e ceifando na direcção das margens (esquema b); nas parcelas largas e longas, ceifando as áreas extremas da parcela e, tendo os animais procurado refúgio na área central, ceifando depois a área central, de dentro para fora (esquema c); nas parcelas de grandes dimensões, ceifando secção a secção, de dentro para fora (esquema d); ou nas parcelas junto a estradas ou outras infraestruturas que constituam perigo para animais em fuga, ceifando de forma a afastá-los na direcção contrária (esquema e).

Após o corte, muitos animais escondem-se e procuram protecção na erva cortada. É recomendado deixar a erva no campo por alguns dias a fim de fornecer abrigo temporário. Durante e após o corte, as faixas de erva não cortada nas margens do campo também servem como refúgio para os animais, sendo importantes habitats de invernada. Estas faixas deverão ter pelo menos 6 m de largura e ser implementadas em campos com mais de 0,5 ha.

Os animais podem também ser afastados da parcela antes do corte, sendo o uso de espantalhos ou bonecos, estrategicamente colocados na parcela, outra alternativa para o mesmo fim (embora possam ser menos eficazes).



No passado, as pastagens eram frequentemente ceifadas para o interior em círculos concêntricos, o que causava elevada mortalidade de várias espécies animais. Para o evitar, o regime de corte pode ser transformado numa prática mais favorável à biodiversidade, adoptando padrões adequados de corte que permitam abrigo a animais em fuga (fonte: Landesjagdberband NRW).

4.5 Gestão do pastoreio

A produção de gado depende da área agrícola disponível para a produção do alimento animal. A população de animais é geralmente contabilizada em “Cabeças Normais” (CN) - uma unidade que agrega animais de várias espécies e idades através de coeficientes estimados tendo em conta as necessidades básicas nutricionais ou alimentares de cada espécie. Como referência, 1 CN corresponde ao que uma vaca leiteira adulta, produzindo 3 000 L de leite por ano, irá consumir, em termos de pasto, sem alimentos concentrados adicionais (Eurostat 2018).

A relação entre o total de animais (incluindo os animais mantidos em cativeiro) e a Superfície Agrícola Utilizada (SAU) total representa o encabeçamento total do gado (ET) (CN/ha da SAU). Se, por um lado, os granívoros (e.g., suínos e aves) são alimentados com rações específicas e não requerem necessariamente áreas agrícolas significativas, por outro lado, os herbívoros (e.g., gado bovino, ovino, caprino e equídeos) podem ser criados em cativeiro e alimentados com forragem previamente colhida, ou ao ar livre - pastando diretamente em prados e pastagens. Para este último caso, pode-se considerar a relação entre o total de herbívoros e a superfície forrageira total, isto é, o encabeçamento em pastoreio (EP) (CN/ha da superfície forrageira).



Na UE-28, os valores de ET registados em 2013 foram, em média, de cerca de 0,7 CN/ha de SAU e os valores de EP foram, em média, de cerca de 1 CN/ha de superfície forrageira. Os valores de ET mais elevados (>3,5 LU/ha) foram observados na Holanda, Malta e Bélgica (3,6; 3,2 e 2,7 CN/ha, respectivamente) e os valores mais elevados de EP foram observados no Chipre, Malta, Holanda e Bélgica (2,6; 2,6; 2,5 e 2,3 CN/ha, respectivamente). Os valores mais baixos de ET ($\leq 0,3$ CN/ha) e os valores mais baixos de EP ($\leq 0,5$ CN/ha) foram observados na Eslováquia, na Bulgária e nos países bálticos (Eurostat 2018).

Na maioria dos Estados-Membros (e também na Noruega), os encabeçamentos relativos a animais em pastoreio são superiores aos encabeçamentos totais. No entanto, o inverso foi observado em países como Malta, Holanda e Bélgica. Foram registados encabeçamentos particularmente elevados em regiões como Noord-Brabant, nos Países Baixos (7,6 CN/ha) ou a Flandres Ocidental, na Bélgica (6,0 CN/ha). Foram registados valores muito baixos em regiões como as Terras Altas escocesas, constituídas por pastagens muito extensas.

EFEITOS NA BIODIVERSIDADE

O pastoreio, quer seja realizado por herbívoros selvagens ou domesticados, pode gerar um amplo espectro de impactos na biodiversidade, do positivo ao negativo. Inicialmente, o pastoreio foi efectuado por herbívoros selvagens. Contudo, posteriormente, estas espécies foram afastadas e substituídas por via das actividades humanas, e hoje o pastoreio é principalmente efectuado por espécies domésticas. Como tal, de um ponto de vista positivo, a manutenção dos elevados níveis de biodiversidade observáveis actualmente nas pastagens naturais e semi-naturais da Europa requer que o pastoreio continue e seja bem gerido (Rook *et al.* 2004, Teillard *et al.* 2016).

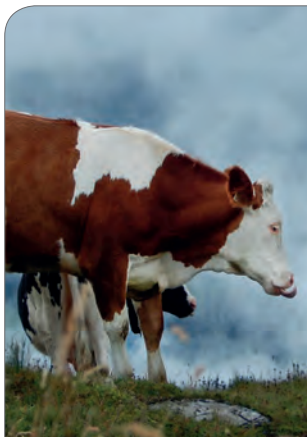
De um ponto de vista negativo, os encabeçamentos elevados aumentam o risco de pastoreio excessivo, levando à compactação, erosão e degradação dos solos e causando desertificação nas regiões áridas (Asner *et al.* 2004, Eurostat 2018).

Nas regiões agrícolas de Elevado Valor Natural (EVN), ou seja, nos agroecossistemas que detêm valores ecológicos, sociais e culturais relevantes, como os prados e as pastagens alpinas (Battaglini *et al.* 2014) ou os sistemas silvo-pastoris de que os montados de sobro (*Quercus suber*) e azinho (*Quercus ilex*) são bons exemplos, os efeitos do pastoreio excessivo podem depender do tipo de gado em questão. Nos montados, observou-se uma correlação entre encabeçamentos mais elevados de gado bovino e o aumento da fragmentação, bem como uma correlação entre encabeçamentos mais elevados de ovinos e a diminuição da heterogeneidade espacial (Almeida *et al.* 2016). O pastoreio excessivo pode também afectar gravemente o recrutamento das árvores mais jovens para as fases seguintes do seu ciclo de vida (Acácio e Holmgren 2014), particularmente através de pisoteio repetido, uma vez que as áreas imediatamente sob as copas são locais preferidos para o gado descansar durante as horas mais quentes do dia (Espelta *et al.* 1995, Pausas *et al.*, 2009, Simões *et al.*, 2016). Os limites de encabeçamento acima dos quais a regeneração das espécies lenhosas se torna difícil dependem do tipo de sistema silvo-pastoril em questão, das espécies presentes, do tipo de gado, da região e do tipo de gestão aplicada (Plieninger *et al.* 2015). No caso dos montados, por exemplo, tratando-se de gado bovino, até mesmo um valor reduzido, como 0,3 CN/ha, pode ter um efeito negativo, enquanto que tratando-se de gado ovino o limite pode estar em torno dos 1,2 CN/ha (Almeida *et al.* 2016).

Os encabeçamentos elevados podem também aumentar a probabilidade de lixiviação excessiva de nutrientes e da poluição difusa resultante, afectando o solo e as massas de água devido aos elevados níveis de produção de dejectos (Asner *et al.* 2004, Eurostat 2018). O excesso de pastoreio pode também levar a uma perda directa de biodiversidade através da intensificação das pastagens, conduzindo 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.

De forma contrastante, nalgumas regiões, o baixo nível de pastoreio pode aumentar o risco de invasão das pastagens por matos e diversas espécies florestais (devido ao abandono da terra e à ausência ou escassez de herbívoros selvagens), aumentando o risco de incêndio e a homogeneização da paisagem. Esta situação pode também levar ao declínio da fertilidade do solo, devido a uma entrada insuficiente de nutrientes orgânicos previamente fornecidos pela presença do estrume.





Boas práticas agrícolas para o fomento da biodiversidade

Em 1989, no contexto da PAC foi definido um encabeçamento máximo de 1,4 CN/ha para os apoios compensatórios pagos às explorações localizadas em zonas desfavorecidas (ZD). Adicionalmente, desde 1992, a obtenção de apoio para a produção de gado bovino passou a exigir o cumprimento dos limites de encabeçamento (e na época ajudou imediatamente a reduzir os valores médios de cerca de 3,5 CN/ha, em 1993, para 2 CN/ha, em 1996). O limite de 1,4 CN/ha tem sido usado, desde então, como elemento caracterizador da produção extensiva de gado e como limite à elegibilidade no âmbito dos apoios à extensificação (Piva *et al.* 1999). Nalguns casos, foram estabelecidos limites de encabeçamento mais ambiciosos nos Programas Nacionais de Desenvolvimento Rural dos Estados-Membros, e o cumprimento de tais limites é necessário para obter apoio para a agricultura em zonas desfavorecidas, dentro e fora dos sítios da Rede Natura 2000. Em França, por exemplo, no que concerne às zonas desfavorecidas, foram fixados encabeçamentos mínimos e máximos para as explorações pecuárias a nível regional, com o mínimo variando entre 0,1 e 0,35 CN/ha e o máximo variando entre 1,6 e 2 CN/ha, dependendo do tipo de desfavorecimento identificado (Boccaccio *et al.* 2009).

Nos sistemas silvo-pastoris de New Forest (Reino Unido), durante os principais estágios de regeneração das árvores, as densidades máximas de pastoreio para bovinos, equídeos e cervídeos foram fixadas em 0,3; 0,15 e 0,45 CN/ha, respectivamente (Mountford e Peterken 2003, Plieninger *et al.* 2015). Na Bélgica, o encabeçamento nas áreas previamente usadas como pastagens ou campos agrícolas tem de respeitar limites de 0,35 a 0,5 CN/ha, de forma a viabilizar a regeneração das árvores enquanto a vegetação em mosaico se desenvolve, durante os primeiros 5-10 anos desde o término do uso agrícola anterior (Van Uytvanck 2009, Plieninger *et al.* 2015). Para sistemas silvo-pastoris, como o montado no sul de Portugal, foi recomendado que a capacidade de carga ideal diminua para encabeçamentos de 0,18-0,60 CN/ha, tendo em conta as condições ecológicas actuais (Godinho *et al.* 2016).

Tomando isto em consideração, de forma geral deverá ser respeitado um encabeçamento máximo de 1,4 CN/ha de superfície forrageira, mas deverão ser adoptados limites mais ambiciosos para zonas desfavorecidas e sistemas silvo-pastoris, dependendo de vários factores. As explorações com níveis de encabeçamento mais elevados devem trabalhar no sentido de reduzir esses níveis, a fim de respeitar este limite, dentro de um prazo adequado. As explorações com baixos níveis de encabeçamento devem manter esses valores. De forma geral, os valores de encabeçamento devem ser sujeitos a uma redução contínua, ao longo do tempo, até que o nível óptimo seja alcançado.

Os planos de gestão e manejo do gado devem incluir estratégias e padrões adequados de pastoreio, reduzindo o impacto nas pastagens e na biodiversidade. O sistema de pastoreio pode ser:

- a) **contínuo** (a pastagem não se encontra dividida em parcelas e o gado pode pastar em toda a área a qualquer momento);
- b) **rotacional** (a pastagem encontra-se dividida em parcelas, utilizando cercas móveis e de menor impacto na vida selvagem ou recorrendo ao uso de coleiras com geolocalização, e o gado pode pastar, em cada parcela, por um período de tempo adequado antes de ser deslocado para outra parcela);
- c) **de densidade elevada, pastoreio em manada e *flash-grazing*** (geralmente na parte da manhã, são permitidos encabeçamentos elevados em pastagens para o controlo de infestantes, mas o gado pode também ser deslocado posteriormente, de acordo com um sistema de rotação).

Quando se necessita de controlar as plantas indesejadas ou infestantes, a aplicação de *flash-grazing* é preferível ao uso de meios mecânicos ou químicos. Se não for imediatamente viável uma redução do encabeçamento, recomenda-se a aplicação de pastoreio rotacional. Nos sistemas silvo-pastoris, recomenda-se a adopção de intervalos de tempo e espaço entre as atividades de pastoreio a fim de permitir a regeneração das árvores, enquanto simultaneamente se impede a invasão das zonas de pastagem pela vegetação arbustiva (Plieninger *et al.* 2015). Nos montados, o recrutamento dos sobreiros ocorre em níveis intermédios de cobertura arbustiva (40-60%); como tal, é aconselhável a manutenção de manchas arbustivas, gerindo o seu carácter invasivo e salvaguardando o respectivo efeito protector contra a radiação directa e o pastoreio (Simões *et al.* 2016).

São também de recomendar a avaliação e a monitorização da dinâmica das pastagens, da localização espacial dos animais e da pressão de pastoreio. Para tal, vale a pena considerar o registo das localizações e movimentação dos animais utilizando tecnologias modernas de geolocalização, imagem e comunicação. O uso de vedações que permitem a passagem segura da fauna silvestre pode também contribuir significativamente para reduzir a mortalidade de muitas espécies animais (especialmente das aves), evitando que os animais colidam com as vedações, fiquem presos ou sofram ferimentos ao procurarem deslocar-se através de diferentes parcelas ou explorações agrícolas.

Por fim, os planos de gestão e manejo do gado, os respectivos limites de encabeçamento, os sistemas de pastoreio aplicados e as demais práticas implementadas deverão ser continuamente revistos e ajustados de acordo com as mudanças observadas no sistema (Sales-Baptista *et al.* 2016).

4.6 Produção de forragem no estrangeiro: soja

A UE importa cerca de 35 milhões de toneladas de soja (*Glycine max*) por ano, principalmente da América do Sul, o que corresponde a cerca de 35% do comércio mundial de soja. O Brasil, a Argentina, o Paraguai, o Uruguai e a Bolívia produzem mais de 50% da soja mundial a partir de uma área de cerca de 55 a 60 milhões de hectares (semelhante à área ocupada por países como a Espanha ou a França). Em geral, cerca de 80% da soja produzida nestes países é exportada. A produção de soja aumentou consideravelmente durante as últimas quatro décadas e continua a crescer. Por exemplo, são já usados cerca de 6 milhões de hectares para o cultivo de soja na região brasileira do Mato Grosso, mas o país disponibiliza ainda outros 50 milhões de hectares para o mesmo fim, principalmente na mesma região.



Cerca de 95% da soja produzida na América do Sul é geneticamente modificada (OGM). A sementeira directa foi amplamente adoptada (Shurtleff e Aoyagi 2009). A produção resulta de um tratamento muito básico do solo, sem rotação de culturas, do uso extensivo de pesticidas (principalmente glifosato) e de uma indústria agrícola altamente eficaz. Em 2006, a Comissão Europeia aprovou o uso de duas variedades OGM de soja para a produção de alimentos ou ração animal. No entanto, estes produtos exigem conformidade com as regras de rotulagem e rastreabilidade da UE.

EFEITOS NA BIODIVERSIDADE

A produção de soja tem sido um dos principais factores de perda de florestas primárias, áreas de cerrado e áreas húmidas únicas nas regiões da Amazônia, Pantanal e Mato Grosso. De acordo com várias ONG, o cultivo de soja terá já levado à destruição de vastas áreas de floresta tropical da Amazônia e do Pantanal e continua a causar desflorestação, embora desde 2006 um memorando sobre a economia das florestas tropicais tenha ajudado a diminuir parte da pressão.

Os regulamentos PAC não se aplicam, obviamente, à agricultura sul-americana. O uso de OGM em geral é intensamente discutido entre ambientalistas, engenheiros agrónomos e investigadores. Problemas relacionados com as regras de conformidade da UE e o perigo de contaminação cruzada de lotes com variedades não modificadas levaram à rejeição de lotes importados e adicionaram valor à soja não modificada. O uso da sementeira directa reduziu a erosão do solo e a perda de fertilidade do solo, mas têm emergido novas doenças e pragas e o uso intensivo de herbicidas levou ao desenvolvimento de novas plantas infestantes resistentes aos herbicidas (Shurtleff e Aoyagi 2009).

4.6

Práticas agrícolas muito boas para o fomento da biodiversidade

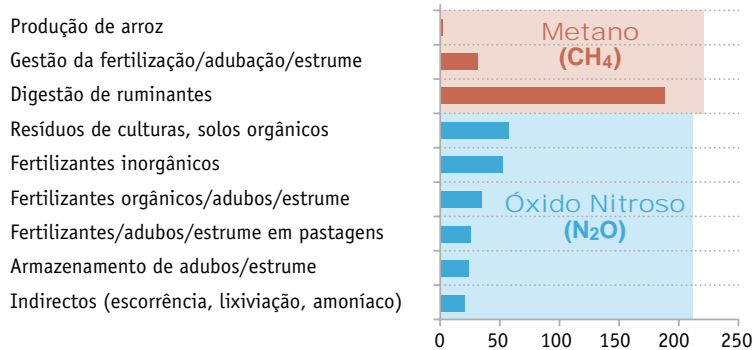
Considerando que a legislação Europeia não se aplica ao exterior, é geralmente vantajoso produzir a forragem para os animais na Europa em vez de importar da América do Sul, tanto no que diz respeito à biodiversidade como no que diz respeito a outras preocupações ambientais. O uso do regadio em Portugal, por exemplo, como alternativa à importação, permite uma maior produtividade e a possível atribuição de novas áreas para a conservação da natureza (Valada *et al.* 2014). Garantir a ausência de organismos geneticamente modificados na alimentação pode exigir o uso de produtos que não tenham sido importados do exterior.

4.7 Efeitos ambientais adicionais da produção de lacticínios

A produção de lacticínios afecta directa e indirectamente o ambiente. Além dos efeitos secundários óbvios da gestão das pastagens, a produção de lacticínios causa também poluição luminosa e sonora, assim como a produção de emissões de gases com efeito de estufa.

De acordo com as Perspectivas Agrícolas da UE para os mercados e o rendimento agrícolas (2017-2030), a agricultura representa cerca de 10% das emissões de GEE no total da UE-28, incluindo emissões de CO₂ e outros (CH₄ e N₂O). A maior parte das emissões de outros gases para além do CO₂ provêm principalmente do gado. Prevê-se que estas emissões permaneçam relativamente estáveis no futuro, com valores de 72% de CH₄ e N₂O da produção de lacticínios e carne em 2030 (ver figura).

Para melhores práticas agrícolas adicionais na agricultura, consulte os documentos sobre a produção de gado, de trigo, de vegetais, de beterraba, de maçã, de vinho e azeite, entre outros, produzidos neste projecto.



Estimativas para 2030, relativas às fontes de emissão de gases de efeito-de-estufa, na UE (milhões de toneladas de CO₂-equivalente). Fonte: DG JRC, com base na situação de referência do modelo CAPRI 2016 (EU, 2017).

5. GESTÃO DA BIODIVERSIDADE

O Plano de Acção para a Biodiversidade (PAB) é uma ferramenta proposta para melhorar a biodiversidade. O PAB facilita a gestão da biodiversidade ao nível da exploração agrícola. Algumas Normas e Selos alimentares recomendam a implementação do PAB, mas não definem o seu conteúdo e o processo para o desenvolver. Um bom PAB deverá incluir:

1. Avaliação da situação de referência

Esta avaliação reúne informação sobre áreas de biodiversidade sensíveis e protegidas, espécies protegidas e ameaçadas, habitats seminaturais dentro da (ou adjacentes à) exploração agrícola, incluindo terrenos de pousio, áreas cultivadas e não cultivadas, e ainda sobre as medidas de biodiversidade já existentes. Esta é a informação necessária para identificar prioridades, definir objectivos quantificáveis, avaliar o impacto de medidas implementadas e, se necessário, seleccionar abordagens mais apropriadas.

2. Definição dos objectivos

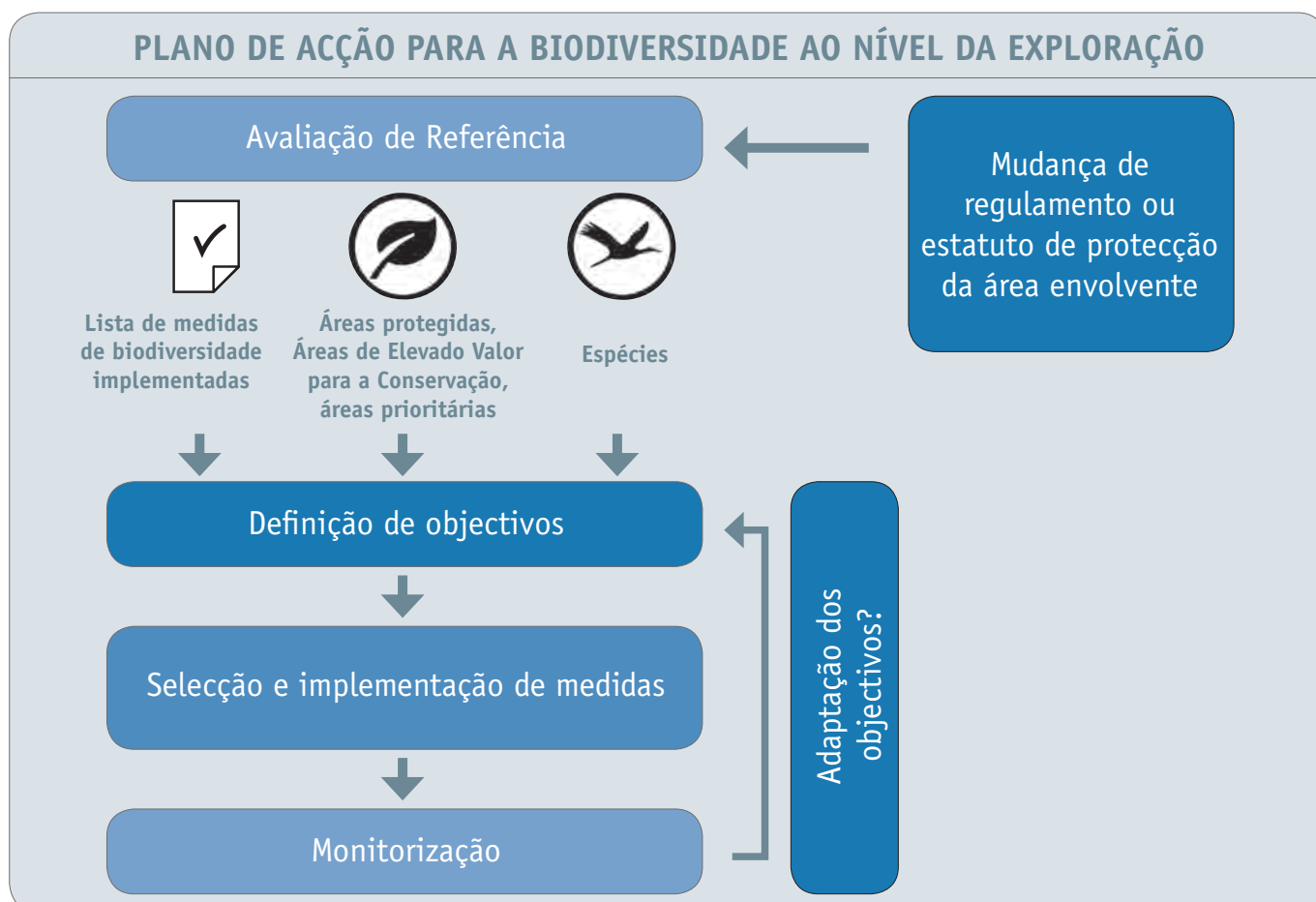
Com base no passo anterior, o agricultor define metas para o progresso. O objectivo é identificar os principais impactes das actividades agrícolas na biodiversidade que deverão ser evitados e quais as principais oportunidades para proteger/melhorar a biodiversidade.

3. Selecção, cronograma e implementação de medidas para melhorar a biodiversidade

O catálogo completo de medidas pode ser encontrado em <https://www.business-biodiversity.eu/pt/recomendacoes-biodiversidade>. Alguns exemplos das mesmas são:

- **Habitats seminaturais (árvores, sebes, muros de pedra seca, áreas de “set-aside”):** serão definidos critérios para o tipo, dimensão e qualidade mínima de habitats seminaturais e das infraestruturas ecológicas para áreas de “set-aside” ou em pousio e para novas áreas adquiridas para a produção agrícola. Deverá ser afectado um mínimo de 10% da SAU para a disponibilização de habitats seminaturais.
- **Estabelecimento de corredores ecológicos:** as áreas específicas para a biodiversidade na exploração agrícola deverão estar interligadas por corredores ecológicos, como sebes e faixas-tampão.
- **Conservação de pastagens:** os terrenos de pastagem não deverão ser afectados a outros usos agrícolas; os encabeçamentos deverão ser mantidos num limite sustentável e as taxas de regeneração das pastagens deverão ser respeitadas.

4. Monitorização e avaliação



6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acácio, V., and M. Holmgren. 2014. Pathways for resilience in Mediterranean cork oak land-use systems. *Annals of Forest Science* 71:5–13.
- 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.
- Basch, G., M. Carvalho, R.-A. Düring, and R. Martins. 1995. Displacement of herbicides under different tillage systems. Pages 25–38 in F. Tebrügge and A. Böhrnsen, editors. *Experience with the applicability of no-tillage crop production in the West-European countries. Proceedings EC-Workshop II. Wissenschaftlicher Fachverlag, Giessen, Germany.*
- Basch, G., T. Friedrich, A. Kassam, and E. Gonzalez-Sanchez. 2015. Conservation Agriculture in Europe. Pages 357–390 in M. Farooq and H. S. Kadambot, editors. *Conservation Agriculture*. Springer International Publishing, Basel, Switzerland.
- Battaglini, L., S. Bovolenta, F. Gusmeroli, S. Salvador, and E. Sturaro. 2014. Environmental sustainability of Alpine livestock farms. *Italian Journal of Animal Science* 13:431–443.
- Boccaccio, L., A. Brunner, and A. Powell. 2009. Could do better - How is EU Rural Development policy delivering for biodiversity? BirdLife International, Brussels.
- Carpenter, S. R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley, and V. H. Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8:559–568.
- Ceballos, G., P. R. Ehrlich, A. D. Barnosky, A. García, R. M. Pringle, and T. M. Palmer. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1:e1400253–e1400253.
- Cuevas, M., M. Calderón, J. Fernández, M. Hermosín, F. Moreno, and J. Cornejo. 2001. Assessing herbicide leaching from field measurements and laboratory experiments. *Acta Agrophysica* 57:15–25.
- EC. 2013. REGULATION (EU) No 1307/2013 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 17 December 2013 establishing rules for direct payments to farmers under support schemes within the framework of the common agricultural policy and repealing Council Regulation. *Official Journal of the European Union L* 347:608–670.
- EC. 2017. EU Agricultural outlook for the agricultural markets and income 2017–2030. European Union, Brussels, Belgium.
- EEA. 2003. EEA core set of indicators - Revised version April 2003 - Adopted version for ECCAA countries May 2003. European Environment Agency (EEA), Copenhagen, Denmark.
- Espelta, J. M., M. Riba, and J. Retana. 1995. Patterns of seedling recruitment in West-Mediterranean *Quercus ilex* forests influenced by canopy development. *Journal of Vegetation Science* 6:465–472.
- EU. 2017. EU Agricultural Outlook 2017–2030. European Union, Brussels, Belgium.
- Eurostat. 2018. Eurostat - Statistical office of the European Union. <http://ec.europa.eu/eurostat>.
- FAO. 2007. The state of the world's animal genetic resources for food and agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- FAO. 2018. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/animal-production/en/>.
- Farooq, M., and H. S. Kadambot, editors. 2015. *Conservation Agriculture*. Springer International Publishing, Basel, Switzerland.
- Freixial, R. M., and J. F. Barros. 2012. Pastagens - Texto de apoio para as Unidades Curriculares de Sistemas e Tecnologias Agropecuárias, Noções Básicas de Agricultura e Tecnologia do Solo e das Culturas. Universidade de Évora, Évora, Portugal.
- Gerber, P. J., H. Steinfeld, B. Henderson, A. Mottet, C. Opio, J. Dijkman, A. Falcucci, and G. Tempio. 2013. Tackling climate change through livestock - A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.
- Godinho, S., N. Guiomar, R. Machado, P. Santos, P. Sá-Sousa, J. P. Fernandes, N. Neves, and T. Pinto-Correia. 2016. Assessment of environment, land management, and spatial variables on recent changes in montado land cover in southern Portugal. *Agroforestry Systems* 90:177–192.
- Hart, K., D. Mottershead, G. Tucker, E. Underwood, A. Maréchal, L. Menet, I. Martin, C. Dayde, C. Bresson, E. Deniel, J. Sanders, N. Röder, B. Osterburg, and S. Klages. 2017. Evaluation study of the payment for agricultural practices beneficial for the climate and the environment. European Union, Luxembourg.
- Harvell, C., C. Mitchell, J. Ward, S. Altizer, A. Dobson, R. Ostfeld, and M. Samuel. 2002. Ecology - climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science* 296:2158–2162.
- IUCN. 2018. The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org>.
- JRC. 2010. Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) - Executive summary. Joint Research Centre, Ispra, Italy.
- Lambin, E. F., H. J. Geist, and E. Lepers. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28:205–241.
- Mace, G. M., K. Norris, and A. H. Fitter. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multiplayed relationship. *Trends in Ecology & Evolution* 27:19–26.

- Monfreda, C., N. Ramankutty, and J. A. Foley. 2008. Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles* 22:1–19.
- Mountford, E. P., and G. F. Peterken. 2003. Long term change and implications for the management of wood pastures: experience over 40 years from Denny Wood, New Forest. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 76:19–43.
- Nepstad, D., B. S. Soares-Filho, F. Merry, A. Lima, P. Moutinho, J. Carter, M. Bowman, A. Cattaneo, H. Rodrigues, S. Schwartzman, D. G. McGrath, C. M. Stickler, R. Lubowski, P. Piris-Cabezas, S. Rivero, A. Alencar, O. Almeida, and O. Stella. 2009. The end of deforestation in the Brazilian Amazon. *Science* 326:1350–1351.
- Pausas, J. G., T. Marañón, M. Caldeira, and J. Pons. 2009. Natural regeneration. Page 352 in J. Aronson, J. S. Pereira, and J. G. Pausas, editors. *Cork oak woodlands on the edge: ecology, adaptive management and restoration*. Island Press, Washington, D.C.
- PECBMS. 2012. Population trends of common European breeding birds 2012. Czech Society for Ornithology, Prague, Czech Republic.
- Piva, G., G. Bertoni, F. Masoero, P. Bani, and L. Calamari. 1999. Recent progress in animal production science. *Proceedings of the Aspa 13th Congress (Piacenza, 21-24 June 1999)*. FrancoAngeli, Milan, Italy.
- 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.
- Pokorny, M. L., R. L. Sheley, T. J. Svejcar, and R. E. Engel. 2004. Plant species diversity in a grassland plant community: evidence for forbs as a critical management consideration. *Western North American Naturalist* 64:219–230.
- Ramankutty, N., A. T. Evan, C. Monfreda, and J. A. Foley. 2008. Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles* 22:1–19.
- Robinson, T. P., G. R. W. Wint, G. Conchedda, T. P. Van Boeckel, V. Ercoli, E. Palamara, G. Cinardi, L. D'Aiotti, S. I. Hay, and M. Gilbert. 2014. Mapping the global distribution of livestock. *PLoS ONE* 9:e96084.
- 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.
- Sales-Baptista, E., M. C. D'Abreu, and M. I. Ferraz-de-Oliveira. 2016. Overgrazing in the Montado? The need for monitoring grazing pressure at paddock scale. *Agroforestry Systems* 90:57–68.
- Shantz, H. L. 1954. The place of grasslands in the Earth's cover. *Ecology* 35:143–145.
- Shurtleff, W., and A. Aoyagi. 2009. *History of soybeans and soyfoods in South America (1882-2009): Extensively annotated bibliography and sourcebook*. Soyinfo Center, Lafayette, CA, USA.
- 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.
- Sims, P. L., and P. G. Risser. 2000. Grasslands. Pages 323–356 in M. G. Barbour and W. D. Billings, editors. *North American terrestrial vegetation*. Volume 2. 2nd edition. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Sutherland, W. J., L. V. Dicks, N. Ockendon, and R. K. Smith. 2017. *What works in conservation*. Open Book Publishers, Cambridge, United Kingdom.
- 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.
- 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.
- Van Uytvanck, J. 2009. *The Role of Large Herbivores in Woodland Regeneration Patterns, Mechanisms and Processes*. Research Institute for Nature and Forest, Brussels, Belgium.
- Valada, T., R. da S. Vieira, C. M. G. L. Teixeira, T. Domingos, and A. G. Ferreira. 2014. Efeitos ambientais diretos e indiretos do regadio português. *AGROTEC* 13:72–76.
- Wassenaar, T., P. Gerber, P. H. Verburg, M. Rosales, M. Ibrahim, and H. Steinfeld. 2007. Projecting land use changes in the Neotropics: the geography of pasture expansion into forest. *Global Environmental Change* 17:86–104.
- WWF. 2016. *Soy scorecard - assessing the use of responsible soy for animal feed*. WWF – World Wide Fund for Nature, Gland, Switzerland.

7. RESUMO DO PROJECTO LIFE FOOD & BIODIVERSITY

Os produtores de alimentos e os retalhistas são altamente dependentes da biodiversidade e dos serviços de ecossistemas, mas têm também um enorme impacto ambiental. Tal é um facto bem conhecido no sector alimentar. As Normas e os requisitos de abastecimento podem ajudar a reduzir este impacto negativo através de critérios eficazes, transparentes e verificáveis para o processo de produção e para a cadeia de abastecimento. Estas Normas e requisitos fornecem aos consumidores informações sobre a qualidade dos produtos e impactes ambientais e sociais, incluindo o impacto causado pelo produto na natureza.

O Projecto LIFE Food & Biodiversity (Biodiversidade nas Normas e Selos da Indústria Alimentar) procura melhorar o desempenho de biodiversidade das Normas, Selos e requisitos de abastecimento da indústria alimentar através das seguintes acções:

A. Apoio às organizações detentoras de Normas na inclusão de critérios de biodiversidade eficientes nas mesmas e incentivo às empresas de processamento alimentar e retalhistas na inclusão de critérios de biodiversidade abrangentes nas respectivas directivas de abastecimento;

B. Formação aos consultores e entidades certificadoras de normas, bem como aos gestores de qualidade e de produto nas empresas;

C. Implementação de um sistema de monitorização de biodiversidade transversal às Normas e Selos.

O projecto foi aprovado como „Iniciativa Básica“ (“Core Initiative”) do Programa sobre Sistemas Alimentares Sustentáveis do Quadro Decenal de Programas sobre Consumo e Produção Sustentáveis (UNEP/FAO).

Beneficiários do Projecto:



Agradecemos o apoio das empresas e organizações detentoras de Normas e Selos nossas parceiras:



FICHA TÉCNICA

Autor: Global Nature Fund
Versão port.: Carlos M. G. L. Teixeira (IST)
Editor: Global Nature Fund
Design gráfico: Didem Senturk, www.didemsenturk.de
Versão: Novembro 2018

Créditos das fotografias: © Adobe Stock, www.stock-adobe.com
© Fotolia, www.fotolia.com
© Pixabay, www.pixabay.com

O projecto é financiado por:



Programa LIFE da UE
LIFE15 GIE/DE/000737



Deutsche
Bundesstiftung Umwelt

www.dbu.de



Sustainable
Food Systems



www.food-biodiversity.eu



Informação adicional:
www.food-biodiversity.eu



Agradecemos a sua opinião sobre este documento:
www.business-biodiversity.eu/en/feedback