

Sistemi Agro-Zootecnici e Servizi Ecosistemici

Versione 2.0 Settembre 2021

Commissione di studio ASPA “Allevamento e Servizi Ecosistemici”

Maurizio Ramanzin, Luca Battaglini, Stefano Bovolenta, Gustavo Gandini,
Miriam Iacurto, Silvana Mattiello, Francesca Maria Sarti, Enrico Sturaro



Questa sintesi intende introdurre a ricercatori, tecnici, studenti e a tutti i portatori di interesse a vario titolo il tema dei Servizi Ecosistemici e delle loro relazioni con i sistemi di allevamento. Essa integra e sostituisce la precedente versione di giugno 2019.

Citazione consigliata:

Ramanzin M., Battaglini L., Bovolenta S., Gandini G., Iacurto M., Mattiello S., Sarti F. M., Sturaro E. 2021. Sistemi Agro-zootecnici e Servizi Ecosistemici. Versione 2.0 settembre 2021. Commissione di studio ASPA "Allevamento e Servizi Ecosistemici".

Disponibile su

<https://www.assaspa.org/allevamento-servizi-ecosistemici>

Cosa sono i “Servizi Ecosistemici”?

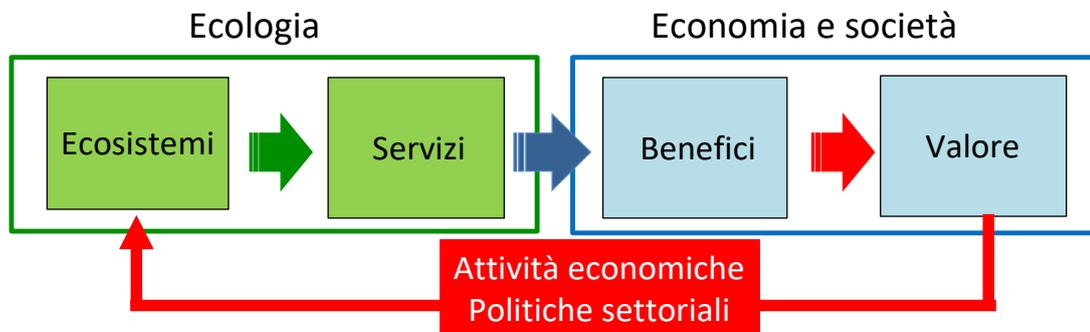
La definizione concettuale dei “Servizi Ecosistemici” (*Ecosystem Services* in inglese) è relativamente recente, essendo stata per la prima volta formalizzata nel 2005 con la pubblicazione dei risultati del lavoro di un amplissimo gruppo di esperti internazionali coinvolti nel progetto “[Millennium Ecosystem Assessment](#)” (MA). In questa definizione, i servizi ecosistemici comprendono i “*benefici diretti e indiretti che gli ecosistemi forniscono all’umanità*”, e sono suddivisi in quattro categorie (in parentesi la terminologia inglese):

1. *Approvvigionamento (Provisioning)*: includono la “produzione” di materiali, acqua ed energia, fra cui quindi quella di alimenti, acqua, legname, fibre, risorse medicinali, minerali, ecc.
2. *Regolazione (Regulating)*: comprendono benefici in termini di regolazione di vari processi che hanno effetti di mantenimento degli equilibri ecologici, ad esempio del clima e del sequestro del carbonio, dei dissesti idrogeologici e altri eventi catastrofici, della depurazione dagli inquinanti (nelle acque, nei suoli, nell’aria), del controllo di specie invasive (vegetali e animali) e di malattie, ecc.
3. *Culturali (Cultural)*: raggruppano i benefici di tipo scientifico (ricerca e scoperte scientifiche), culturale (paesaggi e patrimonio culturali, ispirazione per l’arte, folklore, ecc.), ricreativo (attività sportive, escursionismo, osservazione di flora e fauna, ecc.) e spirituale (senso di appartenenza, significati religiosi) che vengono percepiti dall’uomo in relazione ai diversi ecosistemi.
4. *Supporto (Supporting)*: includono i vari processi che consentono agli ecosistemi di funzionare e quindi fornire le altre tre categorie di servizi. Come esempi si possono citare i cicli dei nutrienti, la formazione dei suoli, la fotosintesi, ecc.

I servizi ecosistemici delle categorie di supporto, regolazione e culturali sono raggruppati come servizi “*non provisioning*” e sono “pubblici”, dato che, diversamente dai servizi di approvvigionamento, non sono privatizzabili: tutti gli individui possono usarli, e il loro uso da parte di un individuo non ne riduce la disponibilità per gli altri (Cooper, 2009). Inoltre, mentre i servizi di approvvigionamento sono generalmente beni con un mercato, e quindi facilmente misurabili e quantificabili dal punto di vista del valore economico, i servizi “*non provisioning*” non hanno un mercato, e pertanto sono molto più complessi sia nella quantificazione che nella valutazione del valore economico, come vedremo più avanti (capitolo “Il valore sociale ed economico dei servizi ecosistemici”). Anche per questi motivi, nella società sono più diffuse la consapevolezza e la valorizzazione dei servizi di approvvigionamento, mentre gli altri, pur essenziali per il pieno benessere dell’uomo, sono percepiti generalmente in modo inconsapevole e non valorizzati economicamente, e rischiano di non essere considerati. Per questa ragione, lo schema concettuale dei servizi ecosistemici si pone nella prospettiva di (ri)conciliare ecologia (gli ecosistemi e la conservazione delle loro funzioni) ed economia (i benefici per l’umanità, intesi in maniera comprensiva e non solo monetaria), al fine di assicurare la massimizzazione dei

benefici per la società e garantire la conservazione degli ecosistemi e dei processi che li mantengono (figura 1).

Figura 1: schema concettuale semplificato dell'integrazione del concetto dei servizi ecosistemici nello sviluppo socio-economico (modificato da Haines-Young and Potschin, 2010). Gli ecosistemi (tra cui entrano a pieno titolo anche gli agro-ecosistemi) forniscono, tramite le loro strutture e processi e anche con la mediazione delle attività dell'uomo, servizi (ambito ecologico) che, una volta fruiti dalla società diventano benefici (ambito socio-economico) i quali assumono un diverso valore a seconda del tipo di beneficio e del contesto. Questo valore determinerà le scelte pubbliche e private di sviluppo economiche e le diverse politiche che decideranno la gestione degli ecosistemi.



La classificazione originaria dei servizi ecosistemici secondo MA è concettualmente molto solida, ma è anche complessa da rendere operativa quando si cerca di quantificare e valutare anche economicamente i diversi servizi (soprattutto quelli di supporto). Per questo, il progetto [TEEB](#) (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*) ha successivamente incorporato i servizi di supporto in una nuova categoria, chiamata "Habitat e di supporto" (*Habitat and supporting*), che comprende i servizi di "habitat di specie" (*Habitat for species*) e di "Conservazione della diversità genetica" (*Maintenance of genetic diversity*) che di seguito, per brevità, saranno chiamati "Habitat e biodiversità" (tabella 1). Inoltre, il [CICES](#) (*Common International Classification of Ecosystem Services*), un'iniziativa promossa dall'Agencia Europea per l'Ambiente al fine di standardizzare e classificare gerarchicamente i servizi ecosistemici per la loro quantificazione e valutazione economica, ha scelto di non considerare esplicitamente i servizi di supporto, ma di identificare i servizi "finali" che da essi derivano, e che sono catalogati secondo un sistema gerarchico partendo da tre categorie di servizi: *provisioning*, *regulating and maintenance*, al cui interno si trova la classe "*maintaining nursery populations and habitats (including gene pool protection)*" e "*cultural*". In questo sviluppo successivo all'originaria definizione di MA è evidente lo sforzo di produrre una classificazione dei servizi ecosistemici sempre più operativa ai fini della loro quantificazione e valorizzazione, ma l'impianto dello schema concettuale rimane sostanzialmente invariato. Anche se elaborato molto recentemente, lo schema concettuale dei servizi ecosistemici viene sempre più integrato nelle politiche ambientali europee, e già l'azione 5 della [EU Biodiversity Strategy to 2020](#) (ora aggiornata al 2030) aveva richiesto agli stati membri di mappare e valutare lo stato degli ecosistemi e dei loro servizi nei territori nazionali e l'iniziativa [MAES](#) - *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* ha prodotto

vari rapporti (il quinto nel 2020) con linee guida e indicatori (ricavati da CICES) per identificare i tipi di ecosistemi e valutare il loro stato.

Tabella 1: classificazione dei Servizi Ecosistemici secondo TEEB. La descrizione e gli esempi sono da considerarsi indicativi e non esaustivi

Categoria di SE	SE specifici	Descrizione (esempi)
Approvvigionamento	Alimenti	Gli agro-ecosistemi determinano le condizioni per produrre alimenti. Anche fiumi, laghi, mari e foreste forniscono cibo per l'uomo.
	Materie prime	Le piante coltivate e selvatiche e altre componenti degli ecosistemi forniscono una grande varietà di materiali come legname, biomasse energetiche, oli e resine, fibre, ecc.
	Acqua	Gli ecosistemi sono fondamentali per il ciclo globale dell'acqua, di cui regolano i flussi e la depurazione. La vegetazione e le foreste influenzano anche l'acqua disponibile localmente.
	Risorse medicinali	Gli ecosistemi con la loro biodiversità forniscono piante usate come medicine tradizionali ma anche materie prime per l'industria farmaceutica.
Regolazione	Clima e qualità dell'aria.	Le foreste e la vegetazione influenzano le precipitazioni e la disponibilità di acqua sia localmente sia globalmente, e regolano la qualità dell'aria rimuovendo inquinanti.
	Sequestro e stoccaggio del carbonio	I diversi ecosistemi hanno una diversa capacità di sequestrare carbonio nel suolo e nelle piante.
	Mitigazione degli eventi estremi	Gli ecosistemi possono mitigare/proteggere da eventi estremi quali alluvioni, valanghe, frane, incendi, ecc.
	Depurazione delle acque reflue	Gli ecosistemi, tramite l'attività di piante e microorganismi, riducono la concentrazione di nutrienti e inquinanti e la carica microbica, anche patogena
	Prevenzione dall'erosione, fertilità dei suoli	La copertura vegetale previene l'erosione e la desertificazione. Gli ecosistemi funzionanti forniscono ai suoli i nutrienti per le piante
	Impollinazione	Gli insetti, ma anche alcuni uccelli e pipistrelli, garantiscono l'impollinazione, da cui dipendono 87 delle 115 principali colture mondiali.
	Controllo biologico	Gli ecosistemi regolano la diffusione di piante e animali nocivi, e di malattie ad essi collegate, tramite l'azione di predatori e parassiti.
Habitat e supporto	Habitat di specie	Gli ecosistemi forniscono gli habitat necessari per la vita della diverse specie di piante e animali
	Conservazione della diversità genetica	I diversi ecosistemi (e habitat correlati) consentono il mantenimento della diversità naturale di specie, sottospecie, popolazioni (e anche razze e varietà allevate e coltivate) e di geni e alleli al loro interno.
Culturali	Ricreazione e salute mentale e fisica	I diversi ecosistemi forniscono diverse possibilità per attività ricreative e sportive a beneficio della salute mentale e fisica.
	Turismo	Gli ecosistemi e la biodiversità consentono diverse forme di turismo con il conseguente indotto economico diretto e indiretto.
	Apprezzamento estetico e ispirazione	Il linguaggio, le conoscenze e gli ecosistemi sono legati intimamente nella storia e cultura. Paesaggi, ecosistemi e biodiversità ispirano arte, cultura e ricerca scientifica.
	Esperienza spirituale e senso di appartenenza	Nel mondo, elementi quali specifiche foreste, caverne, montagne, ecc. sono considerate sacre o hanno significati spirituali. Più in generale, agli ecosistemi sono collegati paesaggi e eredità culturali che contribuiscono al benessere mentale e al senso di appartenenza.

Nel 2021, è stato reso disponibile da Eurostat un [rapporto europeo](#) sull'estensione e le relative recenti variazioni su scala nazionale degli ecosistemi, di alcuni principali servizi ecosistemici erogati e del relativo valore economico.

Inoltre, l'implementazione del concetto dei servizi ecosistemici nelle altre politiche comunitarie, pur ancora moderata (il che non sorprende data la definizione molto recente degli schemi concettuali e operativi), sta crescendo gradualmente d'importanza (Bouwman et al., 2018, Allen, 2020), e ha un ruolo rilevante, ad esempio, nell'ambito del [Green Deal](#) e anche delle sue articolazioni che coinvolgono direttamente il settore primario, quali la [Farm to Fork Strategy](#), che avranno implicazioni anche nella revisione della Politica Agricola Comunitaria.

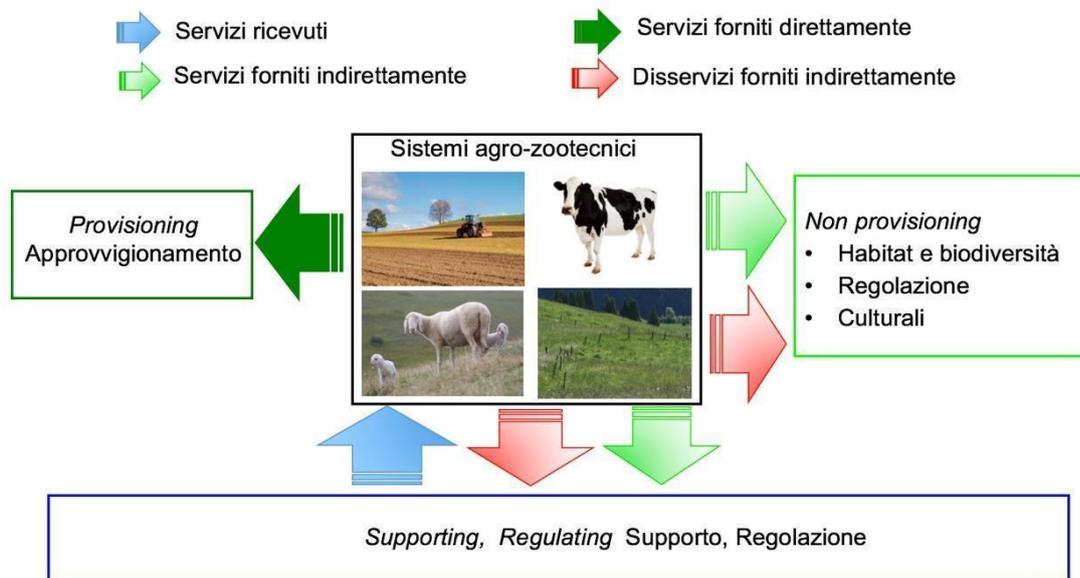
Nel considerare i servizi ecosistemici, è concettualmente inoltre importante ricordare la distinzione tra *servizi* (le funzioni e peculiarità dei diversi ecosistemi che sono utili per l'uomo), *benefici*, cioè i beni materiali e le esperienze che l'uomo, anche attraverso l'uso di processi e tecnologia come nel caso dell'agricoltura, ricava da queste funzioni e peculiarità, e *valori*, cioè le preferenze e i principi che ad essi possono essere associati dalle diverse componenti della società. Ad esempio, in senso stretto il servizio ecosistemico di approvvigionamento dei sistemi agro-zootecnici dovrebbe essere considerato il foraggio, e gli animali con esso allevati un beneficio. In misura ancora più articolata, possiamo considerare il caso delle praterie seminaturali, che mantengono un livello elevato di biodiversità (servizio di habitat e biodiversità). Questa biodiversità, con elementi quali le fioriture, le farfalle, ecc., genera valore estetico (valore culturale) e opportunità ricreative (servizio culturale) che, con input economici e organizzativi, si traduce in turismo (beneficio culturale). Distinguere tra servizi, benefici e valori è concettualmente importante ma operativamente complesso, e spesso essi non vengono distinti quando si devono effettuare valutazioni operative (ad esempio CICES inserisce gli animali allevati tra i servizi di approvvigionamento). Per ragioni di semplicità e con questa avvertenza, di seguito useremo indifferentemente il termine servizi ecosistemici. Il concetto di valore sarà comunque ripreso nel considerare la valutazione socio-economica dei vari servizi.

Allevamento e Servizi Ecosistemici

L'agricoltura e l'allevamento hanno creato e utilizzano agroecosistemi e sistemi agro-zootecnici, dai quali ottengono primariamente, attraverso le pratiche di gestione, servizi di approvvigionamento, cioè alimenti per l'uomo e gli animali allevati. Zhang et al. (2007) hanno ben descritto i diversi flussi di servizi ecosistemici che: a) sostengono l'agricoltura e l'allevamento; b) sono prodotti tramite l'agricoltura e l'allevamento, ma possono anche essere danneggiati da essi, nel qual caso si parla di "disservizi ecosistemici" (Figura 2). I sistemi agro-zootecnici beneficiano dei servizi di supporto e di regolazione (ad esempio la fertilità dei suoli, i cicli dell'acqua e dei nutrienti, ecc.) per produrre gli alimenti concentrati e i foraggi con cui erogano direttamente servizi di approvvigionamento per l'uomo (soprattutto alimenti, ma anche fibre, forza lavoro, combustibile a seconda del contesto ambientale e socio-economico). Questa fornitura, però, implica indirettamente ma inevitabilmente anche vari

servizi, o disservizi, del gruppo *non provisioning*, che derivano dagli effetti positivi o negativi che il tipo di sistemi agro-zootecnici e le relative modalità di gestione hanno sui servizi di supporto, di regolazione, di habitat e biodiversità, e culturali.

Figura 2. Servizi e disservizi ecosistemici associati ai sistemi agro-zootecnici. Si veda il testo per i commenti



Un elenco, non esaustivo, dei possibili servizi e disservizi ecosistemici associabili all'allevamento è riportato in tabella 1. Esso considera solamente le specie ruminanti dato che, a parte alcune eccezioni, le specie monogastriche sono allevate in sistemi industriali, e si riferisce ai sistemi zootecnici predominanti nel nostro Paese. Inoltre, l'elenco viene riportato per due categorie di sistemi, "intensivi basati sulla cerealicoltura", e "estensivi basati sulle praterie", che sono ai due estremi del *continuum* di sistemi agro-zootecnici diffusi nel nostro Paese. Classificare e valutare questo *continuum* rimane un obiettivo fondamentale, data l'insita variabilità dei servizi e disservizi forniti, ma non è affrontabile in questa sede. La semplificazione implicita nella definizione di questi due estremi aiuta comunque a comprendere i tendenziali conflitti e sinergie tra diversi servizi e disservizi che, in riferimento alla tabella 1, sono discussi sinteticamente nei prossimi paragrafi. (per elenchi più ampi e/o riferiti ad altri contesti si vedano come esempi Hoffmann et al., 2014 e Zhao et al., 2020).

Sistemi Agro-zootecnici e servizi ecosistemici di approvvigionamento

Non c'è dubbio che i sistemi intensivi basati sulla cerealicoltura, sviluppatasi proprio per massimizzare la produttività, sono in grado di offrire una quantità di proteine ed energia da alimenti di origine animale molto maggiore rispetto ai sistemi estensivi basati sulle praterie, e con una migliore efficienza di conversione dell'energia e della proteina complessive delle razioni. Tuttavia, va anche considerato che in senso stretto il servizio di approvvigionamento di alimenti per l'uomo da parte degli animali si realizza quando essi trasformano in cibo per l'uomo risorse che egli non sarebbe altrimenti in grado

di utilizzare, come i foraggi, o che comunque avrebbero uno scarso valore nutrizionale, come vari sottoprodotti agro-industriali. Quando invece gli animali sono alimentati con alimenti edibili per l'uomo (cereali, oleaginose, ecc.), la produzione di alimenti di origine animale, pur migliorando il valore biologico della proteina, potrebbe essere vista come una competizione, ed in ogni caso l'efficienza del sistema alimentare è minore e la richiesta di risorse e superficie per produrre l'unità di proteina ed energia è maggiore (van Hal et al., 2019).

Tabella 1: elenco dei servizi ecosistemici (classificazione modificata da TEEB, le risorse genetiche allevate sono qui inserite nei servizi di approvvigionamento) associabili all'allevamento e dei tendenziali impatti positivi o negativi a seconda del sistema agro-zootecnico (semplificato e riferito a sistemi di allevamento italiani, si veda il testo per approfondimenti). Il simbolo - indica effetti tendenzialmente negativi (disservizi), il simbolo + indica effetti tendenzialmente positivi, il simbolo -/+ indica effetto positivo o negativo a seconda delle modalità di gestione agro-zootecnica, NI significa che il servizio non è influenzato da quel sistema di allevamento.

Categoria di servizi	Sistemi agro-zootecnici		Beneficiari del servizio
	Intensivi basati sui cereali	Estensivi basati su praterie	
Approvvigionamento			
Alimenti di origine animale			Privato
• Quantità	+	-	Privato
• Varietà di prodotti e tipicità	-	+	Privato
• Qualità organolettica	-/+	+	Privato
• Proprietà nutraceutiche	-/+	+	Privato
Risorse genetiche animali allevate	-	+	Privato/Pubblico
Regolazione			
Riciclo di residui agroindustriali	+	+	Privato/Pubblico
Gas serra	-	-	Pubblico
Stock di carbonio nel suolo	-	+	Pubblico
Qualità di aria, suoli e acque	-	-/+	Pubblico
Flussi idrici e erosione dei suoli	-	-/+	Pubblico
Protezione dagli incendi	NI	+	Pubblico
Impollinazione	-	+	Pubblico
Controllo biologico	-	+	Pubblico
Habitat e biodiversità			
• Generale	-	+	Pubblico
• Habitat e specie rari	-	+	Pubblico
Culturali			
Paesaggio e patrimonio culturali	-	+	Pubblico
Identità culturale, senso di appartenenza	-	+	Pubblico
Ispirazione artistica, apprezzamento estetico	-	+	Pubblico
Elementi e spazi per iniziative culturali	-	+	Privato/Pubblico
Elementi e spazi per iniziative ricreative	-	+	Privato/Pubblico

Di conseguenza, se si considera l'efficienza di trasformazione dell'energia e della proteina delle razioni escludendo la parte derivante da alimenti edibili per l'uomo, sono gli allevamenti estensivi ad essere più efficienti (Berton et al., 2021). In questa sede non intendiamo entrare in approfondimenti ulteriori sul tema della *feed-food competition* che è comunque molto dibattuto (van Zanten et al., 2019; Muscat et al., 2020), quanto evidenziare che in situazioni di risorse limitate esso potrebbe portare a ripensare al ruolo dei diversi sistemi di allevamento e specie allevate nel sistema alimentare per l'uomo, come del resto già ipotizzato da alcune proposte (De Boer e Ittersum, 2018). Un aspetto su cui in generale gli allevamenti estensivi sono invece superiori a quelli intensivi riguarda la varietà di prodotti locali e la loro tipicità, intesa come legame a determinate pratiche di allevamento e/o trasformazione e a un territorio ben definito (Sturaro et al., 2013). Anche quando si valutano gli alimenti di origine animale sotto l'aspetto della qualità organolettica e delle proprietà nutraceutiche sono spesso favoriti i sistemi estensivi (Mele e Pulina, 2015). Nell'ambito della sostenibilità delle produzioni agroalimentari, la

Box 1: Allevare la biodiversità fra tradizione e innovazione

Le razze-popolazioni locali, storicamente forgiate sul territorio, sono in grado di vivere e produrre in ambienti difficili e marginali. Tuttavia, i cambiamenti dei sistemi zootecnici che hanno caratterizzato gli ultimi decenni del secolo scorso, con l'intensificazione dell'allevamento nelle aree favorevoli e il suo abbandono in quelle sfavorite, le hanno fortemente penalizzate. Un esempio, fra i tanti che potrebbero essere riportati per il nostro Paese, è la Valnerina, una vasta zona nell'Appennino umbro-marchigiano, caratterizzata in passato da un'economia silvo-pastorale che è stata messa in crisi dall'irreversibile crisi del legno come materia prima e dalla drastica riduzione del bestiame ovino per l'indisponibilità dell'agro romano alla transumanza stagionale con i Sibillini. Una situazione che si è ulteriormente aggravata quando la lana, che costituiva il prodotto principale della pecora (in particolare della "Sopravissana" selezionata proprio a questo fine), è diventata un "rifiuto speciale" che ha trasformato una fonte di reddito in un costo per il suo smaltimento.

Tabella 1.1: Numero di capi di pecora Sopravissana iscritti al Libro Genealogico (Fonte: Assonapa)

1960	1.200.000
1970	800.319
1980	502.850
1988	190.050
1995	6.060
2010	5.613
2020	5.391

La risposta alla crisi dell'economia tradizionale è stata quella di adottare il modello produttivo dominante abbandonando le razze animali autoctone (si veda in tabella 1 il caso della Sopravissana), in particolare suini, ovini e capre, per introdurre altre razze più produttive, rispettivamente in carne e latte. Queste migliori performance sono però ottenibili con sistemi di allevamento intensivo inadatti alle caratteristiche ambientali e infrastrutturali delle aree montane e peraltro insostenibili dal punto di vista economico.

Invece di trasferire esperienze sviluppatasi in altri contesti, occorre quindi ripensare i modelli produttivi e di conservazione delle razze locali, coniugando la tradizione (la razza, i prodotti tipici, il legame culturale con il territorio) con l'innovazione (per il riconoscimento dell'identità genetica e la gestione della sua variabilità entro popolazioni poco o pochissimo numerose, per la sostenibilità economica dell'allevamento e l'apprezzamento sociale e dignità professionale degli allevatori, per l'identificazione dei benefici pubblici che queste razze e i loro sistemi di allevamento portano, per l'organizzazione e la cooperazione tra allevatori e altri stakeholder, per la comunicazione al consumatore e la valorizzazione dei prodotti). Alcuni (ancora una volta tra i tanti possibili) esempi di iniziative di sviluppo rurale in questa direzione possono essere i progetti "[Sheep AL.L. Chain](#)" e "[SheepUp](#)" per la conservazione delle razze ovine autoctone venete, che coinvolgono allevatori e associazioni legate alle singole razze, amministrazioni locali e regionale, altri stakeholder e Università nella concretizzazione di iniziative di sostegno tramite la combinazione di azioni per la conservazione genetica, iniziative di valorizzazione commerciale, anche con la realizzazione di prodotti innovativi soprattutto per animali a fine carriera e lana, la caratterizzazione dei pregi nutraceutici delle carni e del latte legati all'utilizzo dei pascoli, la creazione di una APP che, su base QR.Code, permette la tracciabilità del prodotto e l'informazione del consumatore sull'azienda, la filiera e i servizi ecosistemici ad essa associati, indagini di mercato e iniziative di comunicazione e gastronomiche, processi partecipativi per il coinvolgimento, la formazione e l'organizzazione fra allevatori e altri stakeholder.

conservazione e la valorizzazione della biodiversità allevata nei sistemi agro-zootecnici riveste un ruolo molto rilevante (FAO, 2019). Mentre la conservazione delle razze cosmopolite (non dimentichiamo che anch'esse contribuiscono alla biodiversità allevata) è assicurata dalla loro ampia diffusione negli allevamenti intensivi, quella delle razze/popolazioni a diffusione locale, che con il loro patrimonio genetico "...rappresentano un tipo di assicurazione contro i mutamenti futuri sconosciuti, come i cambiamenti climatici e i focolai di malattie" (Rege and Gibson, 2003), può essere sostenuta *in situ* solo da allevamenti di tipo estensivo, dove le caratteristiche di rusticità e adattamento ad ambienti difficili possono essere valorizzate. Tuttavia, con il declino di questi sistemi soprattutto nelle aree marginali e montane, garantire questa conservazione è difficile e richiede lo sviluppo di progetti locali che siano in grado di collegare tra loro la conservazione dell'identità e variabilità genetica di queste razze-popolazioni, l'utilizzo delle loro attitudini per uno sfruttamento conservativo delle risorse degli agroecosistemi locali, la valorizzazione commerciale dei prodotti, e l'organizzazione e cooperazione fra gli allevatori e altri *stakeholder* locali (si veda per qualche esempio il box 1). L'approccio dei servizi ecosistemici è a questo fine particolarmente adatto per studiare le relazioni tra biodiversità allevata, agroecosistemi e valore aggiunto per le filiere legate alle razze locali. Si noti che in questo lavoro le risorse genetiche allevate sono state inserite tra i servizi di approvvigionamento, tenendo conto del loro valore di uso in alcune realtà e del valore di opzione per il futuro, anche se potrebbero essere inserite tra i servizi di biodiversità, o tra quelli culturali per il valore storico, culturale, ricreativo e di esistenza che la società attribuisce loro (Gandini e Villa, 2003).

Sistemi agro-zootecnici e servizi ecosistemici di regolazione

Un servizio ecosistemico di regolazione svolto dagli allevamenti e forse finora sottovalutato è il riciclo nell'alimentazione animale di sottoprodotti agricoli, ma soprattutto derivanti dall'industria agroalimentare (industria molitoria, dello zucchero, olearia, ecc.). Pur se alcuni di questi residui, come la farina di estrazione di soia, sono diventati in realtà il prodotto principale della coltura, e pur se è vero che in mancanza della destinazione all'alimentazione animale questi sottoprodotti potrebbero teoricamente essere riciclati come fertilizzanti o in altre lavorazioni, rimane il fatto che il reimpiego come alimenti per il bestiame è finora il più efficiente e contribuisce alla circolarità dei sistemi alimentari (van Zanten et al., 2019).

Se consideriamo invece le emissioni antropiche di gas serra e di nutrienti che impattano sulla qualità dell'aria, del suolo e delle acque, per il settore zootecnico si parla di effetti negativi, cioè di disservizi ecosistemici (si veda il box 2 per un breve approfondimento). Un'ormai ampia letteratura ha dimostrato che, per unità di prodotto (kg di latte o di carne, ecc.), i sistemi intensivi sono favoriti da minori emissioni di gas serra e di nutrienti in generale rispetto ai sistemi estensivi, soprattutto grazie alla maggiore produttività degli animali (ma si veda il paragrafo "Servizi ecosistemici, multifunzionalità e sostenibilità dei sistemi agro-zootecnici" per una discussione al riguardo). Per contro, va sottolineato che in termini quantitativi i sistemi estensivi rappresentano, nel nostro Paese, una porzione minore delle produzioni totali, mentre gestiscono una quota rilevante di superficie agraria utilizzata (SAU). Ciò

è importante se si considera che le emissioni per unità di SAU sono generalmente minori di quelle dei sistemi intensivi (Pirlo, 2012; Schiavon et al., 2019, Berton et al., 2021), grazie ai carichi animali per ettaro più bassi e al minore ricorso ad alimenti extra-aziendali, e quindi è minore anche l'impatto potenziale sulla qualità dei suoli e delle acque. Per quanto riguarda le emissioni di gas serra, i sistemi estensivi, inoltre, presentano spesso componenti territoriali complesse come la presenza contemporanea di alberi e arbusti, biodiversità vegetale, ecc., che lavorano in sinergia e possono aiutare a compensare le emissioni.

Box 2. Allevamento ed emissioni di gas serra e di nutrienti in Europa

Secondo le stime adottate dall'UE, l'agricoltura è responsabile del 10% delle emissioni antropiche di gas serra, imputabili per circa il 70% al settore zootecnico (European Environment Agency, 2019) soprattutto per le escrezioni di CH₄ e N₂O. Secondo Leip et al. (2015), il settore sarebbe responsabile dell'80% delle emissioni agricole di NH₃ e ossidi di azoto. Queste emissioni, e in particolare quelle di ammoniaca, contribuiscono alla formazione di polveri sottili nell'atmosfera: Putaud et al. (2010) stimano che esse contribuiscano al 5-15% delle PM_{2,5} totali. Le emissioni di NH₃ sono anche legate alle deposizioni di composti acidificanti nel suolo, e quelle totali di N possono aumentare la concentrazione di nitrati nelle acque e, insieme a quelle di P, contribuire al fenomeno dell'eutrofizzazione, che impatta negativamente sulla potabilità delle acque e biodiversità degli ecosistemi acquatici. L'uso dell'acqua in agricoltura è anche una delle cause della diminuzione della portata dei bacini idrici con conseguente peggioramento della qualità dovuta all'aumento della concentrazione di sostanze contaminanti, cui la zootecnia contribuisce prevalentemente con medicine veterinarie, fertilizzanti e scorrette pratiche di gestione delle escrezioni animali (Evans et al., 2019). Sempre secondo Leip et al. (2015), il contributo del settore zootecnico all'impatto totale dell'agricoltura sui fenomeni di acidificazione e inquinamento del suolo sarebbe dell'80%, e del 70% quello sull'inquinamento delle acque.

Al di là del grado di accuratezza di queste stime, che dipende anche dagli indicatori utilizzati, i valori sono comunque rilevanti. Va rilevato che negli ultimi anni le emissioni di gas serra e nutrienti dovute al settore zootecnico in Europa e in Italia sono diminuite, e che si possono ipotizzare per il futuro ulteriori riduzioni, fino anche al 30-40% per N e P, con l'adozione di strategie alimentari e di intensificazione sostenibile, con l'estensione delle migliori pratiche di allevamento già in uso, con il miglioramento della salute e dell'efficienza riproduttiva degli animali, con idonee tecnologie di gestione delle deiezioni, e anche con il miglioramento della gestione delle praterie (Gerber et al., 2013; Grossi et al. 2019; Rotz, 2004).

Ridurre l'impatto sul clima e le emissioni dell'agricoltura, e quindi soprattutto della zootecnia, sono per l'Europa obiettivi prioritari con il [Fit to 55 Package](#) e la [Farm to Fork Strategy](#), nell'ambito dello [European Green Deal](#). Il primo mira a ridurre del 55% le emissioni di gas serra, rispetto ai livelli del 1990, per il 2030. La Farm to Fork Strategy intende promuovere un sistema alimentare europeo sano e sostenibile, ponendo molta enfasi sulla riduzione delle emissioni di gas serra, compresa anche l'implementazione di pagamenti pubblici e privati per gli agricoltori che attuino pratiche in grado di ridurre le emissioni e aumentare il sequestro di carbonio. La strategia esplicita anche come obiettivi per il 2030 la riduzione del 50% dei pesticidi, delle perdite di nutrienti e delle vendite di antibiotici per l'allevamento, la riduzione del 20% dell'uso dei fertilizzanti, e l'aumento fino al 25% della superficie agricola sottoposta al regime biologico, che contribuisce alla riduzione delle emissioni di fertilizzanti e pesticidi (oltre che alla conservazione della biodiversità).

Un tema di crescente importanza, sia perché è legato alla fertilità e biodiversità dei suoli, sia perché può contribuire alla mitigazione dell'incremento di gas serra, è il contenuto di carbonio organico dei suoli. Gli ecosistemi di prateria permanente sono sicuramente in grado di stoccare una quantità di carbonio organico rilevante (Soussana et al., 2010; Lemaire et al. 2011), in qualche caso pari a quella dei suoli forestali (Burrascano et al., 2016), e certamente superiore a quella dei suoli arati. Il contenuto di carbonio dei suoli è correlato all'intensità ed al sistema di gestione; il massimo risultato sembra esserci con una gestione di pascolo a rotazione con carico medio-basso (Ward et al., 2016; Byrnes et al., 2018). In particolare, i sistemi silvopastorali presentano alte capacità di stoccaggio del carbonio, anche superiori a quelle di altri sistemi agroforestali (Kay et al., 2019) e di quelli silvoarativi (Cardinael

et al., 2017). Il tema degli stock di carbonio nei suoli delle praterie (ma anche di tutti i suoli agrari in generale) è comunque ancora in buona parte da approfondire, soprattutto se si considerano gli strati profondi del suolo (Ward et al., 2016).

Le praterie permanenti gestite in maniera estensiva sono in grado, diversamente dai sistemi colturali arativi (Kätterer et al., 2011), di contribuire alla metabolizzazione di sostanze potenzialmente inquinanti e quindi alla depurazione delle acque (Hönigová et al., 2012; Yahdjian et al., 2015). Invece, gli allevamenti basati su praterie gestite in modo intensivo possono diminuire la qualità delle acque, come ha dimostrato un monitoraggio dalla durata di 26 anni in Nuova Zelanda (Julian et al., 2017) che ha evidenziato anche i ruoli della specie e del carico di animali allevati (i bovini da latte creano problemi inquinanti superiori ai bovini da carne; il pascolo intensivo degli ovini sembra impattare di più di quello bovino a seguito del maggior prelievo del pascolo), del tipo di suolo, del profilo idrogeologico. Uno dei sistemi di depurazione delle acque che potrebbero essere valutati come servizi per il ripristino della quantità/qualità delle acque è la ricostruzione dei sistemi ripariali (Kauffman and Krueger 1984).

La copertura garantita dal cotico erboso delle praterie può ridurre del 20% lo scorrimento superficiale delle acque rispetto ai terreni arati (MacLeod and Ferrier, 2011), e quindi proteggere i suoli dall'erosione (Tasser et al., 2003; Verheijen et al., 2009), la quale può essere invece importante nei terreni lavorati e nudi dei sistemi colturali arativi: secondo Cerdan et al. (2006) il rapporto medio di erosione all'anno, rispetto al minimo delle superfici boschive, è circa tre volte superiore nelle praterie ma oltre quaranta volte superiore nei terreni arati. Tuttavia, una gestione scorretta del pascolo, con sovraccarico e/o specie e categorie di bestiame non idonee, può a sua volta innescare fenomeni erosivi (Kairis et al., 2015). Salvati e Carlucci (2015) hanno stimato che il 19% del territorio italiano è a rischio di erosione dovuta a sovrapascolamento, con la percentuale più alta nel sud Italia (25%) dove sono anche più forti gli effetti della desertificazione.

In molte regioni la protezione dagli incendi è un servizio di regolazione di rilevante importanza. Non è un servizio generalmente associabile agli allevamenti intensivi, che sono di solito localizzati in aree sicure. I sistemi estensivi sono invece spesso situati in ambienti agro-forestali, dove le praterie utilizzate, con la poca biomassa secca che le caratterizza, hanno un potenziale d'incendio molto minore di quello delle praterie abbandonate, degli arbusteti e dei boschi (Ruiz-Mirazo e Robles, 2012). A livello mondiale, circa il 75% delle colture agricole dipendono dall'impollinazione svolta sia da api domestiche sia da impollinatori selvatici (Klein et al. 2007). Il valore complessivo per la produzione di alimenti per l'uomo è stato stimato in circa 350 miliardi di dollari all'anno (Lautenbach et al., 2012). L'allevamento del bestiame domestico nelle aree aperte (praterie seminaturali, pascoli, pascoli arborati e/o cespugliati) ha un impatto sull'ecosistema legato principalmente alla specie, razza e categoria degli animali, ai carichi per unità di superficie, ai sistemi di pascolamento, al comportamento alimentare (brucatori/pascolatori), alla concimazione organica attraverso le deiezioni, all'effetto del calpestamento. Queste variabili influenzano l'abbondanza e la diversità delle piante nei diversi ambienti, nonché la disponibilità di fiori per gli insetti impollinatori durante la stagione vegetativa. In linea generale, gli impollinatori soffrono le conseguenze dell'intensificazione delle pratiche agricole,

mentre al contrario la ricchezza di specie e le relative fioriture che caratterizzano le praterie seminaturali gestite dai sistemi estensivi favoriscono il servizio di impollinazione (Simons et al., 2015; IPBES, 2017).

Le praterie con un'elevata diversità floristica sono anche habitat favorevole per artropodi predatori e parassitoidi che, insieme a molte specie di uccelli legati a queste praterie, potrebbero ridurre le popolazioni di insetti e altri *taxa* dannosi per le colture (Tscharntke et al., 2007). L'aumentare della presenza di praterie può quindi avere effetti positivi sulla capacità di controllo biologico del paesaggio agricolo (Jonsson et al., 2014; Bullock et al., 2021).

Sistemi agro-zootecnici e servizi ecosistemici di “habitat e biodiversità”

La conservazione della biodiversità naturale degli ecosistemi è essenziale per garantire la conservazione nel lungo periodo delle loro funzioni (come per esempio l'impollinazione e il controllo biologico di cui abbiamo parlato sopra), che consentono l'erogazione dei servizi ecosistemici alle società, e, in ultima analisi, uno sviluppo sostenibile (per un'analisi delle relazioni fra questi aspetti si veda Diaz et al., 2015 e [IPBES](#)).

Questa biodiversità, in termini di diversità genetica, ricchezza di specie e varietà e conservazione degli ecosistemi con i relativi servizi, è a livello mondiale in declino a causa di una serie ampia di pressioni esercitate dal complesso delle attività umane legate allo sviluppo economico e demografico (IPBES, 2019). Anche in Europa il problema è considerato prioritario, pur se i trend sono meno preoccupanti che in altre aree del Globo (Pilotto et al., 2020), e l'Unione Europea si è da tempo dotata di strumenti normativi, operativi e conoscitivi con la Rete Natura 2000 (si veda il box 3 per un breve approfondimento), e di una specifica Strategia Europea per la Biodiversità, uno dei pilastri dello European Green Deal.

Le attività zootecniche, come quelle dell'agricoltura in generale, possono influenzare negativamente la biodiversità naturale tramite la distruzione e la frammentazione di habitat naturali e seminaturali dovuta ai cambiamenti di uso del suolo per le coltivazioni, e tramite l'intensivizzazione delle pratiche di gestione colturale (monocolture, lavorazioni, diserbi e trattamenti antiparassitari, emissioni di nutrienti). A livello mondiale gli impatti sulla biodiversità naturale dovuti alla zootecnia sono legati alla deforestazione attuata, in particolare in America Latina, al fine di creare pascoli per la produzione ed esportazione di carne bovina e coltivazioni di soia per esportazione delle farine di estrazione (Machovina et al., 2015), all'intensivizzazione o all'espansione dell'allevamento, alla pressione esercitata dal pascolo sulle praterie o altre aree con scarsa vegetazione arborea e arbustiva ([rangelands](#)), che occupano oltre il 50% della superficie terrestre. La zootecnia europea è coinvolta solo indirettamente in questi processi, ma ad esempio l'Unione Europea con la Farm to Fork Strategy intende ridurre la spinta alla deforestazione mondiale diminuendo le importazioni di prodotti derivanti da colture oleaginose.

Nella situazione europea le relazioni fra sistemi agro-zootecnici, biodiversità naturale e habitat e specie rari sono strettamente legate alle evoluzioni recenti dell'agricoltura e conseguentemente della zootecnia. I processi di intensivizzazione che hanno caratterizzato la seconda metà del secolo scorso hanno portato all'espansione delle colture arative e alla semplificazione del paesaggio agrario, riducendo e frammentando gli habitat naturali o seminaturali ricchi di biodiversità che erano legati all'agricoltura tradizionale. La conseguente perdita di biodiversità è stata inoltre aggravata da pratiche colturali come le lavorazioni intensive, la monocoltura, l'uso di pesticidi e di concimi di sintesi, il rilascio di nutrienti, in particolare azoto e fosforo (Stoate et al., 2009).

Box 3: La Rete Natura 2000

Con il termine [Rete Natura 2000](#) si intende una rete di "siti", cioè aree protette, istituite sulla base della [Direttiva Habitat](#) e della "[Direttiva Uccelli](#)", che copre il 18% della superficie Europea. Questa rete è stata creata allo scopo di assicurare la conservazione del lungo periodo delle specie animali e vegetali e degli habitat che per l'Unione Europea hanno rilevanza in quanto minacciati, vulnerabili, rari, endemici o costituenti importanti esempi di caratteristiche tipiche di una o più delle nove regioni biogeografiche europee. Le due direttive citate riportano gli elenchi, suddivisi per grado di priorità di conservazione e quindi anche per misure di conservazione e gestione da adottare, delle specie vegetali e animali e degli habitat di interesse comunitario, con diverse priorità. Questi elenchi costituiscono quindi lo strumento per individuare, anche a livello locale e al di fuori dei siti Natura 2000, le priorità di conservazione di habitat e specie e indirizzare le valutazioni sullo stato della biodiversità.

In Italia la rete natura 2000 (si veda la [pagina relativa presso il sito del Ministero della Transizione Ecologica](#) per approfondimenti) interessa il 19% della superficie terrestre e più del 13% di quella marina. Essa comprende siti di ampiezza estremamente variabile, anche molto modesta, e non sostituisce le altre aree protette designate in base alla normativa nazionale o regionale (parchi nazionali e regionali, ecc.), che possono comunque esservi incluse se presentano i requisiti per cui essa è stata creata. Per ogni sito devono essere definiti e quantificati obiettivi di conservazione specifici per ogni habitat e specie di interesse comunitario presente, e le conseguenti misure di conservazione da implementare. L'unione Europea ha messo a disposizione la documentazione per l'identificazione a scala nazionale o locale degli habitat, per la definizione delle misure di conservazione, e le indicazioni per il monitoraggio degli stessi e delle specie associate (per documentazione e approfondimenti, si veda il link al sito del Ministero della Transizione Ecologica sopra indicato), e per il reporting periodico da parte degli stati membri. In ogni caso, l'Unione Europea non accetta che sia l'estensione sia lo stato di conservazione di tali habitat e specie peggiorino rispetto al momento dell'istituzione del sito.

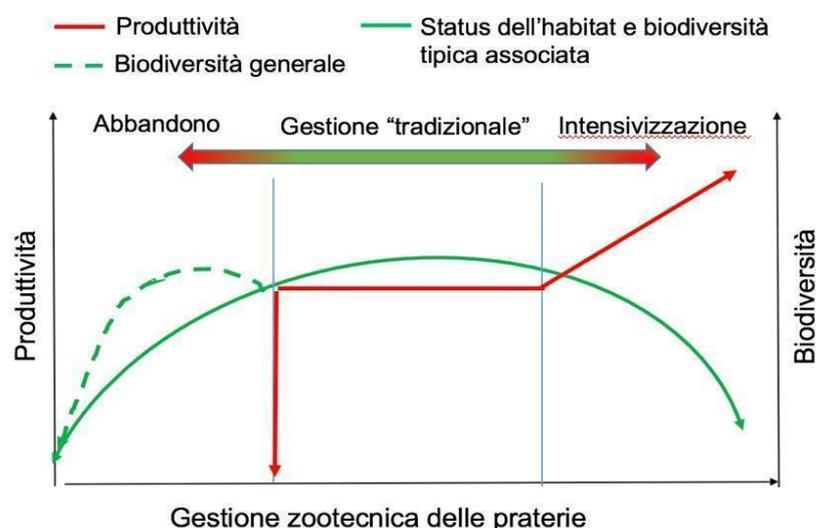
Una novità sostanziale introdotta con la normativa di Natura 2000 consiste nel fatto che l'approccio di conservazione dei siti vuole essere in "equilibrio" con lo sviluppo economico e sociale, e per questo motivo non esistono proibizioni a priori di determinate attività umane all'interno dei siti (ad eccezione ovviamente delle misure di conservazione delle specie prioritarie prescritte nelle due direttive e valide su tutto il territorio europeo), ma ogni piano e attività deve essere sottoposto a [Valutazione d'Incidenza Ambientale](#)". Nel caso tale valutazione non ravvisi potenziali impatti su habitat e specie, l'opera o il piano possono essere realizzati, nel caso contrario sono necessarie misure di compensazione adeguate ad evitare tali impatti.

Il finanziamento della rete dovrebbe essere garantito dall'integrazione di diverse fonti: fondi Strutturali, fondi di Sviluppo Rurale, fondi LIFE, ecc. Mentre i primi due dovrebbero fornire anche le compensazioni per i costi dovuti ad eventuali restrizioni che i proprietari (ad esempio gli allevatori in aree montane) possono dover affrontare a seguito dell'implementazione delle misure di conservazione, e dipendono dalle decisioni di pianificazione prese a livello nazionale e regionale, gli ultimi sono destinati a finanziare specifici progetti di recupero e conservazione. In sostanza, quindi, le direttive Habitat e Uccelli e la rete Natura 2000 costituiscono il riferimento conoscitivo, normativo ma anche operativo e metodologico per la conservazione della biodiversità, anche al di fuori della rete di siti individuati.

Nel 2010, la *European Environmental Agency* ha stimato che il 76 % degli habitat agricoli e il 70% delle specie ad essi associate si trovassero in uno stato di conservazione sfavorevole (<https://www.eea.europa.eu/publications/assessing-biodiversity-in-europe-84>). Secondo Leip et al. (2015), in Europa il settore zootecnico contribuisce al 78% degli impatti diretti e indiretti sulla biodiversità dovuti all'agricoltura, in gran parte riguardanti agroecosistemi caratterizzati da colture arative ma anche, pur se meno frequenti nel nostro Paese, prati e pascoli gestiti in maniera intensiva.

L'altro fenomeno che ha interessato l'agricoltura e l'allevamento nelle aree dove l'intensivizzazione non era possibile per ragioni ambientali e/o infrastrutturali, è stato un massiccio abbandono, che ha portato alla progressiva degradazione, fino alla riforestazione naturale (Cocca et al., 2012), di habitat di prateria o silvo-pastorali caratterizzati da un'elevata biodiversità (Plieninger et al., 2014; Habel et al., 2013). Questi habitat sono inoltre classificati nella loro generalità come "Aree Agricole ad Alto Valore Naturale" o "*High Natural Value (HNV) Farmland*", e varie associazioni fitosociologiche particolari che li caratterizzano sono identificate come habitat d'importanza prioritaria per la direttiva Habitat nell'ambito della Rete Natura 2000. Per questi motivi, nel nostro Paese e in Europa agli allevamenti estensivi in grado di gestire questi habitat, la cui esistenza dipende dalla continuazione delle pratiche gestionali estensive che hanno contribuito a crearli, viene riconosciuto un ruolo positivo per la biodiversità. La relazione generale tra gestione delle praterie seminaturali e la loro biodiversità è sintetizzata in figura 3.

Figura 3: relazione generale tra gestione zootecnica, produttività e biodiversità delle praterie secondarie seminaturali, ipotizzando la situazione di uno specifico habitat di prateria. Si veda il testo per il commento.

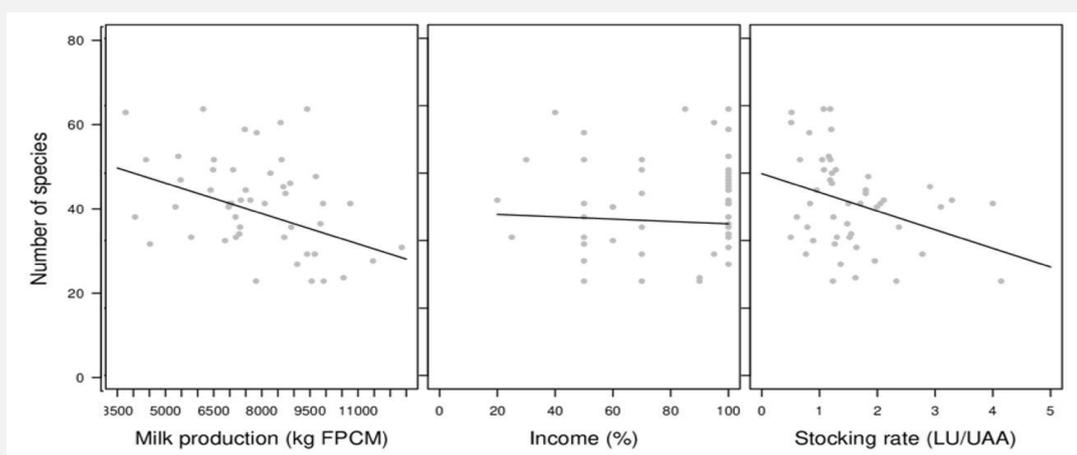


Partendo da una situazione (gestione "tradizionale") in cui la passata gestione estensiva ha modellato, interagendo con le caratteristiche stazionali, una consociazione floristica di rilevante interesse, e/o in grado di offrire habitat favorevoli a singole specie rare, non solo vegetali ma anche animali (invertebrati e vertebrati), l'intensivizzazione delle pratiche gestionali (aumento del numero di tagli e delle concimazioni, del carico di pascolo, ecc.) ne aumenta la produttività, ma contemporaneamente ne degrada la composizione floristica tipica (Plantureaux et al., 2005; Marini et al., 2008) e la variabilità strutturale, influenzando negativamente anche sull'idoneità ad ospitare varie specie animali associate (Vickery et al., 2001; Marini et al., 2007; Humbert et al., 2009). Lo stesso fenomeno si verifica con l'abbandono (Marini et al., 2007; Prévosto et al., 2011), dato che la composizione

Box 4: gestione di prati, pascoli e biodiversità

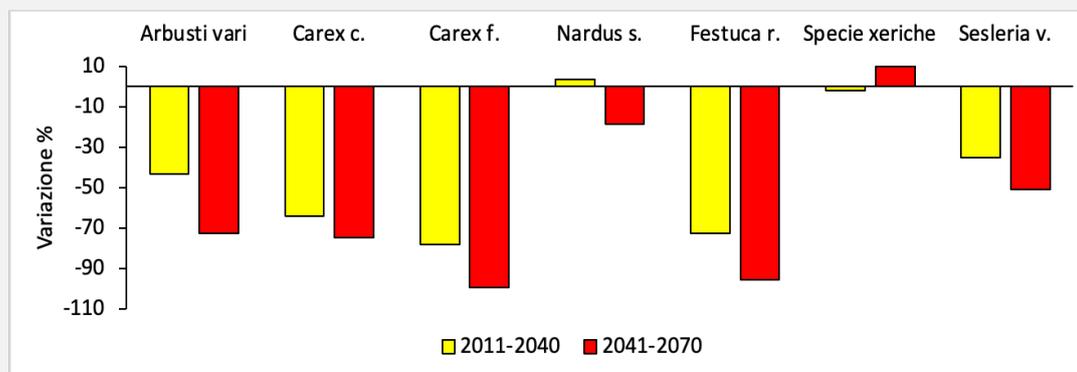
Alcune relazioni tra pratiche agro-zootecniche e biodiversità delle praterie gestite sono state evidenziate da uno studio condotto su 49 allevamenti da latte bovino in tre regioni delle Alpi orientali (Pornaro et al., 2021). Le aziende sono state visitate raccogliendo informazioni per descrivere la gestione dell'allevamento e degli appezzamenti, sui quali sono stati condotti rilievi della composizione floristica. I singoli appezzamenti a prato hanno evidenziato una semplificazione della composizione botanica con l'aumentare del numero di tagli, e un numero minore di classi fitosociologiche con la concimazione con liquame invece che con letame. A scala complessiva aziendale, è emersa una diminuzione della biodiversità vegetale dei prati gestiti collegata con l'aumento della produzione di latte e del carico animale per ettaro (figura 4.1), senza però alcuna relazione con il reddito delle aziende. Questo studio conferma il generale effetto negativo dell'intensificazione della gestione aziendale sulla biodiversità vegetale, ma evidenzia anche il fatto che intorno ai trend osservati esiste un'ampissima variabilità fra aziende, dimostrando come sia possibile, anche nella realtà attuale, individuare esempi di buone pratiche in grado di conciliare produttività, biodiversità e redditività.

Figura 4.1: effetto della produzione di latte, del reddito, e del carico aziendale sulla ricchezza di specie delle praterie gestite da 49 allevamenti bovini da latte nelle Alpi orientali (Pornaro et al., 2021).



Un altro studio (Dibari et al, 2020, condotto con approcci completamente diversi e basati su metodi di *machine learning* (*random forest*) e sistemi informativi territoriali, ha predetto notevoli variazioni future nelle caratteristiche dei pascoli alpini italiani, in seguito all'azione del cambiamento climatico che amplifica le conseguenze dell'abbandono (figura 4.2)

Figura 4.2: variazione prevista, nei periodi 2011-2040 e 2041-2070), dell'idoneità dei pascoli alpini per diverse comunità vegetali (indicate dalle specie dominanti) a seguito del cambiamento climatico (media fra scenari RCP 4.5 e RCP 8.5)



Queste variazioni comporterebbero una riduzione consistente delle aree attualmente idonee al pascolo e una semplificazione della composizione delle praterie, specialmente per alcuni ecosistemi "nicchia", come i pascoli dominati da *Carex firma* e *Festuca gr. Rubra*, mentre aree adatte a specie vegetali più rustiche e povere di valore pastorale, dominate da *Nardus stricta* e specie xeriche, si espanderebbero.

Gli autori concludono che questo scenario comporta il rischio sia di una perdita di biodiversità sia di valore pastorale, la cui sinergia sarebbe invece fondamentale per la sostenibilità dei sistemi pascolivi montani.

floristica si modifica con il progressivo ingresso di specie erbacee, arbustive e arboree, che, anche se nel breve periodo può portare ad un aumento della ricchezza generale di specie vegetali e animali (ma a scapito di quella delle specie tipiche dell'habitat di partenza), porta prima o poi al rimboschimento e quindi alla perdita della biodiversità legata alle praterie (Pykälä, 2000). Alcuni esempi di ricerche su questi aspetti sono riportati nel box 4.

Infine, un rischio di impatto sulla biodiversità associato ai sistemi estensivi è legato ai residui di trattamenti degli animali contro gli endoparassiti, che potrebbero impattare sugli invertebrati delle praterie, e quindi su vertebrati ai livelli superiori della catena trofica (Vickery et al., 2001; Madsen et al., 2004; Boatman et al. 2007; Beynon et al., 2012).

Una recente review che ha esaminato 131 studi sugli effetti dei sistemi di allevamento sulla biodiversità in Europa (Kok et al., 2019), conferma la doppia valenza dei sistemi zootecnici: quando l'allevamento ha una funzione meramente produttiva (in questa categoria rientrano soprattutto allevamenti intensivi) gli effetti riscontrati non sono mai positivi e per più della metà dei casi sono negativi, mentre la tendenza opposta si verifica quando gli animali sono allevati a scopo di conservazione (ad esempio quando il pascolo è usato e gestito allo scopo di conservare determinati habitat).

Se queste tendenze generali sono quindi ormai associate, è però importante sottolineare anche alcuni aspetti di rilevanza cruciale quando si affronta il tema della biodiversità. Il primo deriva dalla sua intrinseca complessità, che implica comunità vegetali e animali composte da *taxa* con esigenze ecologiche complementari, ma anche diversificate. La conseguenza è che la risposta al tipo di gestione legata alla presenza del bestiame è diversa, con effetti che possono essere positivi, neutri, o anche negativi a seconda di quali regni (piante e animali) e gruppi tassonomici vengano considerati (per una sintesi si veda ancora Kok et al., 2019). Pertanto, visto che a seconda del gruppo tassonomico scelto per la valutazione si possono ottenere risultati diversi, è necessario da un lato evitare generalizzazioni nell'estrapolazione dei risultati e dall'altro individuare elementi di sintesi, sulla base delle correlazioni fra diversi gruppi specifici, e definire le priorità nel decidere gli obiettivi di biodiversità da considerare. Questo, soprattutto, tenendo conto che nelle diverse realtà ambientali locali anche gli habitat, le consociazioni floristiche e le comunità animali possono essere molto diverse. Indubbiamente si tratta di un problema molto complesso, soprattutto a livello operativo. A questo fine, tuttavia, nelle specifiche condizioni locali sono particolarmente utili le indicazioni che provengono dalla rete Natura 2000 e individuano gli habitat e le specie animali e vegetali ad essi associate di importanza prioritaria per l'UE, sulle quali indirizzare le valutazioni.

Sistemi agro-zootecnici e servizi ecosistemici culturali

I Servizi Ecosistemici Culturali possono essere riassunti e definiti come "il contributo degli ecosistemi ai benefici non materiali che nascono dalla relazione tra uomo ed ecosistema" (Chan et al., 2012). Questa categoria di servizi riconosce dunque il legame esistente tra ecosistemi e cultura, sottolineando come gli ecosistemi possano essere modellati dall'uomo e come la stessa cultura

umana sia influenzata dalla natura degli ecosistemi. Gli agro-ecosistemi, con i sistemi agro-zootecnici, creati e costantemente modificati dalle attività dell'uomo sono, tra tutti gli ecosistemi, candidati privilegiati a fornire servizi culturali.

I servizi ecosistemici culturali, anche se intuitivi, sono probabilmente quelli meno immediati da classificare (Chan et al., 2012, Fish et al., 2016; Small et al., 2017). Includono infatti elementi che hanno proprietà molto differenti tra loro, che necessitano di approcci e metodologie di analisi diversi; di conseguenza non possono essere trattati come un insieme di elementi omogenei ma è preferibile mantenerne una visione disaggregata. Il progetto TEEB ha proposto di raggrupparli in quattro categorie (vedi tabella 1). Guardando queste categorie, è intuibile come la ricerca per un loro inquadramento operativo, per lo sviluppo di metodi di valutazione, di quantificazione e di indicatori richieda riflessioni fortemente interdisciplinari. Inquadrare in termini operativi i servizi ecosistemici culturali può essere particolarmente difficile in quanto sono spesso intangibili, non misurabili oggettivamente e poiché possono variare sensibilmente tra individui e tra culture, quali per esempio i valori estetici e spirituali (Milcu e col, 2013; Cooper e col., 2016). Per l'identificazione, la quantificazione economica e non, e la mappatura dei SEC sono state proposte diverse metodologie (vedi capitolo "Quantificazione e dei servizi ecosistemici").

I concetti di "paesaggio culturale" e "patrimonio culturale" possono essere definiti il primo come "aree geografiche e elementi naturali, seminaturali e antropici, che in maniera specifica riflettono l'opera combinata dell'uomo e della natura" (Catsadorakis, 2007) e il secondo come "insieme di risorse ereditate dal passato che gruppi di persone identificano, indipendentemente da chi ne abbia la proprietà, come riflesso ed espressione dei loro valori, credenze, conoscenze e tradizioni costantemente in evoluzione. Esso comprende tutti gli aspetti dell'ambiente derivati dall'interazione nel tempo fra le persone e i luoghi." ([Faro Convention, 2005](#)). I due concetti sono quindi molto legati fra di loro, e comprendono sia elementi tangibili del paesaggio che elementi intangibili della cultura storicamente ad esso associata, come folklore, conoscenze empiriche, terminologia, ecc. Ampie zone rurali del nostro Paese sono caratterizzate da condizioni morfologiche e climatiche che le rendono particolarmente idonee all'allevamento. Il 46% della SAU (il 78% in montagna) è gestito da aziende con allevamenti o è costituito da prati e pascoli. In queste zone, è soprattutto sulle esigenze dell'allevamento tradizionale estensivo che si sono storicamente definiti gli assetti socio-economici, i moduli architettonici, i modelli culturali e i metodi di utilizzo delle superfici agro-forestali, creando dei veri e propri "paesaggi zootecnici", un tema recentemente affrontato dall'ASPA in una pubblicazione (Ronchi et al., 2014).

In molte aree del Paese, ma di tutta l'Europa, questi paesaggi e i loro patrimoni culturali sono ancora presenti, anche se spesso sono stati fortemente degradati e impoveriti sia dai processi di intensivizzazione che di abbandono dei sistemi agro-zootecnici tradizionali (Catsadorakis, 2007). La domanda che sorge spontanea è se il processo di transizione dai paesaggi dell'agricoltura tradizionale a quelli dell'agricoltura moderna possa essere una minaccia per la sopravvivenza dei servizi ecosistemici culturali nel panorama agricolo italiano. La diversità del paesaggio agricolo include una

varietà di sistemi produttivi territoriali gestiti sia in modo “tradizionale” che con metodi “moderni”. I paesaggi agricoli tradizionali in Europa sono caratterizzati da vari elementi di origine antropica e naturale, le cui specifiche tipologie e distribuzione variano regionalmente e localmente e contribuiscono alla qualità estetica del paesaggio e alla sua biodiversità e integrità ecologica. Ciò premesso, dobbiamo riconoscere che anche l'agricoltura moderna ha le sue caratteristiche paesaggistiche culturali ed estetiche. Tuttavia, con riferimento alla domanda che ci siamo sopra posti, la transizione da agro-ecosistemi tradizionali a moderni, o l'abbandono, devono essere attentamente monitorati al fine di evitare la perdita di SEC quali, a titolo di esempio, la bellezza paesaggistica e non solo di alcune pratiche agricole tradizionali (es. pascoli alpini estivi, i mosaici di macchia mediterranea e aree a pascolo della Maremma, le parcelle di pascolo delimitate da muretti a secco della zona di Modica in Sicilia, il folklore, l'artigianato, le costruzioni rurali legate a molti sistemi di allevamento, i prodotti animali locali e la gastronomia a questi associata.

I vari legami intimi ed emotivi che si creano con gli elementi tangibili e intangibili del paesaggio e del patrimonio culturali sono inoltre alla base dell'identità culturale e del senso di appartenenza di singoli individui e comunità. I diversi ecosistemi sono anche fonte di ispirazione artistica e apprezzamento estetico, e numerosi studi hanno confermato formalmente la nostra percezione intuitiva che le praterie, soprattutto se gestite in maniera estensiva, grazie al loro contributo alla diversificazione del paesaggio, alle talvolta spettacolari fioriture legate alla ricchezza di specie vegetali, e ancor più se arricchite dalla presenza di animali al pascolo, sono molto apprezzate (Lindemann-Matthies et al., 2010; van Zanten et al., 2014; Junge et al., 2015; Schirpke et al., 2016). Il servizio “patrimonio culturale”, della categoria TEEB “Apprezzamento estetico e ispirazione per la cultura, l'arte e il design”, legato ai sistemi agro-zootecnici, può essere identificato in modo oggettivo guardando ai risultati delle azioni umane quale documento di cultura umana. Esso dunque non si ferma, come già sopra accennato, al paesaggio ma allarga i suoi confini per includere le costruzioni rurali, i manufatti, le tecniche di allevamento, le manifestazioni di arte popolare e dotta, il folklore, le stesse razze di bestiame plasmate dall'uomo, i prodotti animali che nascono dall'interazione tra tradizioni, genetica animale e pascolo, e la gastronomia a questi associata.

Per quanto riguarda il panorama italiano, in letteratura sono riportate alcune analisi del valore culturale di razze locali e dei loro agro-ecosistemi. Gandini e Villa (2003) hanno proposto una metodologia per analizzare il valore culturale delle razze locali e l'hanno applicata a nove razze locali bovine. Cicia et al. (2003) hanno sviluppato l'analisi dei costi e benefici di un programma di salvaguardia del cavallo di razza Pentro includendo le dimensioni estetica, culturale e il senso di appartenenza. Aspetti culturali associati alla metapopolazione caprina allevata sull'arco alpino italiano sono stati identificati con il contributo di esperti da Panzitta et al. (2007) e analizzati nel loro grado di vitalità, da persistenti a pressoché estinti. Gandini et al. (2007) hanno esplorato il valore economico di servizi culturali associati dell'allevamento della razza bovina Valdostana Castana. Zander et al. (2013) hanno proposto un'analisi del valore economico totale delle razze Maremmana e Modicana, includendo le loro valenze culturali.

Infine, per quanto riguarda la possibilità di creare operativamente un valore di mercato per i servizi di “patrimonio culturale”, anche a garanzia della loro salvaguardia, disponiamo di strategie verosimilmente perseguibili, definite nella classificazione TEBB: le attività ricreative e di turismo. Si tratta però di opportunità che per la loro realizzazione necessitano accessibilità ai visitatori e presenza di infrastrutture turistiche. Questo richiede, in alcuni casi, la presenza di investimenti finanziari. Attività turistiche associate ad agro-ecosistemi europei sono state sviluppate ormai da molti. In Italia sono presenti attività turistiche locali legate a sistemi agro zootecnici, quali visite ad alpeggi e partecipazioni a transumanze, ma sono poco conosciute e pubblicizzate. Inoltre, attività di ricreazione e di turismo potrebbero essere sviluppate non solo a livello locale ma anche all'interno di circuiti turistici nazionali e internazionali.

Sinergie e conflitti tra servizi ecosistemici

Una prima considerazione che emerge dalla breve analisi sopra riportata è che fra i diversi servizi ecosistemici esistono sinergie e conflitti (Bennet et al., 2009). L'esempio più evidente di conflitto è quello tra i servizi di approvvigionamento, la cui massimizzazione richiede sistemi produttivi intensivi, e i servizi di habitat e biodiversità, molti fra i servizi di regolazione, e i servizi culturali, che sono invece legati soprattutto ai sistemi estensivi. Esempi di sinergie sono la correlazione in generale positiva tra il servizio di conservazione di habitat e biodiversità e i servizi culturali (Soliveres et al, 2017) come l'ispirazione artistica, l'apprezzamento estetico e le attività culturali e ricreative. Da queste sinergie e conflitti discende anche che spesso i diversi sistemi agro-zootecnici forniscono servizi ecosistemici in *bundles*, cioè in gruppi di singoli servizi associati tra loro perché legati a ecosistemi e driver simili (Raudsepp-Hearne et al., 2010, Bennet et al., 2009). Questi gruppi mostrano quindi diverse concentrazioni locali e regionali a seconda dei contesti ambientali e socio-economici (Ryschawy et al, 2017; Accatino et al, 2019). Un esempio è riportato nel box 5.

In questo senso, è importante sottolineare che i diversi servizi ecosistemici hanno rilevanza differente a seconda dei contesti. Ad esempio, la regolazione dei flussi idrici e la protezione dagli incendi non hanno la stessa importanza in un clima mediterraneo caldo e secco e in uno continentale fresco e umido. Per questo, l'elenco fornito in tabella 1 è necessariamente semplificato e non considera molti singoli servizi e disservizi, che possono però essere rilevanti in contesti locali. A questo riguardo, tra i servizi di approvvigionamento dovremmo includere anche la fornitura di forza lavoro e di combustibile con le deiezioni, che sono importanti in economie povere e ambienti aridi e poveri di vegetazione, oppure le erbe spontanee e la fauna cacciabile che vivono in certi agroecosistemi, ecc.

Box 5. Sinergie e conflitti fra servizi ecosistemici a scala territoriale

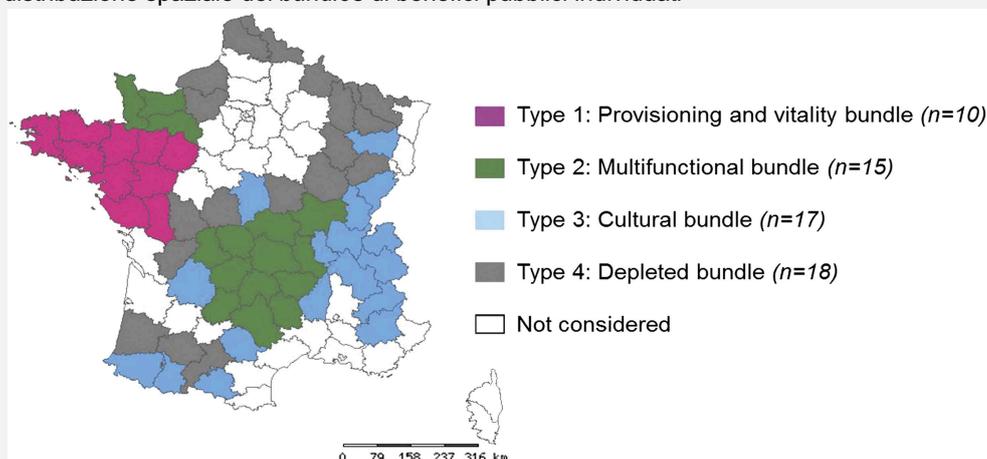
Riportiamo un esempio di studio (Ryschawy et al, 2017) condotto in Francia con l'obiettivo di individuare e mappare la fornitura, le sinergie e i conflitti fra benefici pubblici (servizi ecosistemici ma anche benefici socio-economici) forniti dal settore zootecnico.

Tabella 5.1: indicatori dei servizi ecosistemici (SE) e contributo alla vitalità rurale impiegati nello studio

Categoria	Servizio	Indicatore
SE di approvvigionamento	Latte bovino	Kg/km ²
	Carne di ruminanti	Kg/km ²
	Carne di monogastrici	Kg/km ²
	Uova	Kg/km ²
	Chilocalorie di origine animale	% della produzione nazionale
Contributo alla vitalità rurale	Impiego in aziende zootecniche	N. di addetti
	Impiego nel settore zootecnico	N. di addetti (ricerca, assistenza, ecc.)
	Impiego in industria alimentare	N. di addetti
	Contributo all'occupazione totale	% di addetti
	Stabilità dell'occupazione	% di addetti a tempo determinato
SE di regolazione e supporto	Conservazione praterie temporanee	Area/km ²
	Conservazione praterie permanenti	Area/km ²
	Alto valore naturale del paesaggio	Area HNV/km ²
	Conservazione biodiversità	% di uccelli di prateria nelle comunità ornitiche
	Qualità delle acque	% di comuni in aree non vulnerabili (Dir. Nitrati)
SE culturali	Paesaggio culturale	% di area (praterie, specifici elementi, alberi, ...)
	Turismo rurale	% di allevamenti con agriturismo
	Prodotti tipici	N. di prodotti a marchio
	Risorse genetiche	N. di razze bovine autoctone
	Conservazione delle siepi	Metri lineari di siepi/Km ²

Una serie di indicatori statistici (tabella 5.1) raccolti a livello di NUT3 (corrispondente alle nostre province) ha permesso innanzitutto di individuare le correlazioni tra i diversi servizi/benefici, che, in sintesi, sono risultate positive fra i vari servizi di approvvigionamento e indicatori di vitalità rurale, fra questi e la conservazione delle risorse genetiche e delle siepi, e fra indicatori di qualità ambientale e servizi culturali, mentre sono state negative tra alcuni dei servizi di approvvigionamento e alcuni servizi di regolazione e culturali. Una successiva analisi multivariata ha permesso di evidenziare alcuni "bundles" di servizi, definiti come "1: provisioning and vitality", fortemente legato ad alti livelli dei servizi di approvvigionamento e di vitalità rurale ma inversamente a quelli di regolazione, "2: multifunctional", che forniva diverse categorie di benefici con livelli simili, "3: cultural", legato ai servizi culturali e a qualche servizio di regolazione, e infine "4: depleted", con bassi livelli di tutti i servizi. Come si può vedere dalla figura 5.1, la distribuzione spaziale di questi bundles evidenzia delle chiare aggregazioni, permettendo di individuare come il territorio rurale presenti una notevole diversità nella capacità di offrire benefici pubblici con la zootecnia, in conseguenza delle condizioni socio-economiche, ambientali e conseguentemente delle differenze e tendenze evolutive dei sistemi zootecnici.

Figura 5.1 distribuzione spaziale dei bundles di benefici pubblici individuati



Ancora, un servizio di habitat e biodiversità importante in Spagna è il contributo dell'allevamento estensivo alla conservazione delle specie di avvoltoi, di cui in questa nazione vive oltre il 90% delle popolazioni europee (Olea e Mateo-Tomás, 2009; Morales-Reyes et al, 2015). Sempre in Spagna, una ricerca sui servizi ecosistemici associabili a un sistema di aree di pascolo estivo e invernale, con i relativi tratturi di collegamento, ha considerato 10 singoli servizi di approvvigionamento, 12 di regolazione e altri 12 culturali (Otero-Rozas et al., 2014). Oppure, uno studio condotto in Norvegia sui servizi ecosistemici forniti dai pascoli montani (Austrheim et al., 2015) ha inserito fra i servizi di approvvigionamento l'abbondanza di specie di uccelli cacciabili, e fra quelli di regolazione la protezione dall'espansione nei pascoli di salici e betulle. Questi esempi sono chiaramente e volutamente particolari, per sottolineare come nei diversi contesti sia importante identificare quali siano gli specifici servizi che li possono caratterizzare in funzione delle caratteristiche ambientali, ecologiche e socio-economiche.

Infine, un altro aspetto importante è che un servizio ecosistemico può essere multiplo. Ad esempio, i formaggi locali e tipici sono ovviamente un servizio di approvvigionamento, ma anche culturale perché sono elementi apprezzati per iniziative gastronomiche e turistiche. Si è già menzionato il caso delle razze-popolazioni a diffusione locale, che possono offrire diversi tipi di servizi di approvvigionamento (i prodotti che se ne ricavano, ma anche le risorse genetiche che conservano), ma che rappresentano anche una fonte di importanti servizi culturali. Se da un lato questa molteplicità arricchisce il valore per la società di questi servizi, dall'altro è importante tenerne conto nelle valutazioni economiche, per evitare doppi conteggi (Oteros Rozas et al., 2014).

Quantificazione dei servizi ecosistemici

I servizi ecosistemici di approvvigionamento, quelli di habitat e biodiversità e molti fra quelli di regolazione sono legati a variabili biofisiche, che quindi possono essere misurate per la quantificazione del livello del servizio (o disservizio). I metodi biofisici sono i più diffusi, e mirano a quantificare il servizio ecosistemico in termini di unità biofisiche, come ad esempio quintali di erba fornita da un ettaro di prateria, quintali di carbonio organico stoccato nel suolo, numero di specie vegetali presenti, ecc. Una prima questione da considerare è se ciò che viene misurato è lo "stock" (il potenziale di fornire il servizio ecosistemico), o il flusso (la fornitura del servizio). Ad esempio, se l'erba viene raccolta rappresenta un flusso, che va espresso anche con un'unità temporale (q/ha/anno), ma se non viene raccolta è uno stock, che va quindi espresso solo come q/ha. I metodi biofisici possono essere usati, ovviamente, per quantificare i servizi di approvvigionamento, alcuni di quelli di regolazione, ma anche quelli culturali: il valore estetico di una prateria ad esempio può essere stimato dalla sua composizione botanica, che determina l'abbondanza e la scansione temporale delle fioriture. La scelta degli indicatori biofisici non è però facile, perché le variabili e i settori scientifici di competenza (agronomia, scienze animali, ecologia, botanica, entomologia, zoologia, ingegneria, scienze sociali, ecc.) sono molto diversi. Inoltre, la scelta di quali variabili misurare per quantificare uno specifico

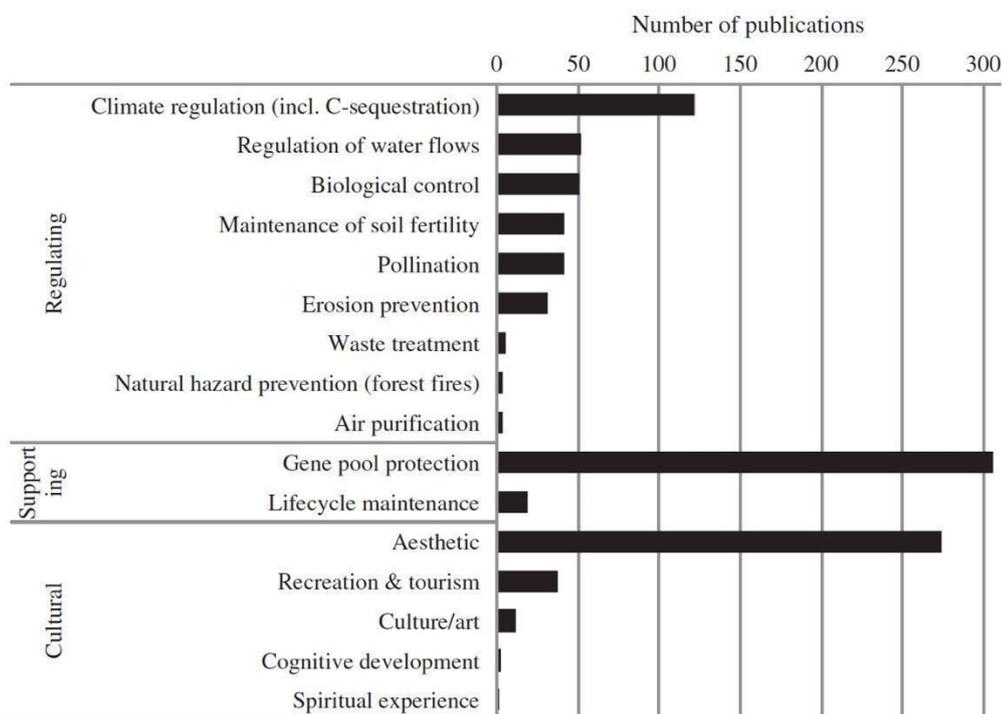
servizio non è sempre univoca. Un esempio significativo riguarda la biodiversità, che finora è stata indicizzata usando una serie amplissima di *taxa* vegetali e animali, che talvolta reagiscono in maniera diversa o anche contrastante alle pratiche gestionali.

Esistono vari approcci per ottenere il valore di un indicatore biofisico. Il primo è la misura diretta, come ad esempio il peso dell'erba raccolta da un ettaro di prateria, o il campionamento standardizzato per catturare insetti di cui poi determinare la specie e la relativa abbondanza, o la raccolta di campioni di suolo per analizzarne il contenuto di carbonio, azoto, ecc. Chiaramente, questo approccio è il più accurato, ma anche il più complesso e costoso, per cui è soprattutto usato a scala locale, a meno che non siano disponibili dati derivanti da altre fonti, come ad esempio la quantità di prodotti zootecnici riportata in database statistici, come riportato nello studio ricordato nel box 5. Il secondo approccio è indiretto: se sappiamo che un tipo di misura è correlata con un servizio ecosistemico, possiamo usare questa misura come indicatore del servizio stesso o usarla per la stima mediante modelli. Ad esempio, utilizzando dati da *remote sensing*, come l'indice [NDVI](#) (*Normalized Difference Vegetation Index*) che aumenta con l'abbondanza della vegetazione, abbiamo un indicatore relativo della produttività di foraggio. Se però disponiamo di una relazione matematica fra valore dell'indice (e altre variabili) e abbondanza della vegetazione possiamo produrre anche stime quantitative (Maselli et al., 2013). Ancora, il servizio di controllo dell'erosione potrebbe esser stimato con una modellizzazione basata sul tipo di copertura del suolo (colture arative, praterie, foresta, eventualmente suddivisa per tipo e copertura), pendenza e situazione climatica. Gli approcci indiretti ovviamente richiedono studi precedenti per evidenziare le relazioni matematiche fra il livello dell'indicatore e quello del servizio scelti, ma possono basarsi anche sull'utilizzo di valori medi: ad esempio l'area delle praterie e la relativa distribuzione per fascia altimetrica possono essere ricavati da geodatabase pubblici, e poi la biomassa di erba prodotta può essere calcolata applicando una produttività/ha diversificata per fascia altimetrica. Sono approcci molto utili quando esiste una buona disponibilità di dati sulle variabili inserite nella modellizzazioni, e per analisi territoriali (box 5), ma la loro accuratezza è ovviamente molto variabile. Chiaramente, la convenienza ad usare indicatori diretti, anche molto dettagliati o indicatori indiretti dipende, come sopra ricordato, soprattutto dagli obiettivi e dalla scala spaziale delle analisi.

Un altro aspetto importante da considerare nella quantificazione dei diversi servizi ecosistemici sta nella scala spaziale e temporale a cui vengono misurati. Per i servizi ecosistemici di habitat e biodiversità questo è particolarmente rilevante. Ad esempio, la biodiversità legata a un singolo habitat (scala di appezzamento) è influenzata dagli habitat che lo circondano (scala di azienda), ma anche da quelli presenti in un raggio più ampio (scala di paesaggio), e questo in misura che varia per i diversi *taxa* a seconda degli habitat e delle caratteristiche ecologiche delle specie considerate (Marini et al., 2008; Werling et al., 2014; Rüdiger et al., 2015). Analogamente, anche l'impatto positivo o negativo della gestione di un appezzamento su alcuni servizi di regolazione, ad esempio la qualità dei suoli e delle acque, può essere mediato dalle interazioni con la situazione complessiva aziendale e del paesaggio (Werling et al., 2014). Queste interazioni sono rilevanti quando si intende individuare i livelli

ottimali di compromesso tra sinergie e conflitti fra più servizi ecosistemici a scala territoriale (Rodríguez et al., 2006).

Figura 4. Numero di pubblicazioni scientifiche per tipo di servizio ecosistemico considerato in riferimento ai sistemi zootecnici europei basati sul pascolo, individuate da Rodríguez-Ortega et al (2014). Il servizio di habitat e biodiversità è incluso nella categoria *Gene pool protection*. I lavori che riportavano più di un servizio ecosistemico sono stati considerati più volte.



La complessità della quantificazione dei servizi ecosistemici è ulteriormente aumentata dal fatto che i servizi culturali sono legati alla percezione degli individui, che varia per le stesse combinazioni di variabili biofisiche, e che quindi per essere valutata richiede approcci tipici delle scienze sociali (Kenter et al., 2015; Small et al., 2017). E' importante a questo riguardo distinguere l'uso di questi approcci per quantificare il servizio dall'uso per stimarne il valore sociale ed economico (vedi capitolo "Il valore sociale ed economico dei servizi ecosistemici"). Ad esempio, il valore estetico di un tipo di paesaggio può essere quantificato usando metodi che prevedono il ranking, da parte di un panel di persone, di immagini che presentano diverse condizioni dello stesso, mentre il valore sociale ed economico attribuito al valore estetico può essere stimato considerando la percezione che le persone hanno di questo servizio e l'importanza, anche economica, che gli attribuiscono (van Berkel e Verburg, 2014). Va comunque detto che i servizi di tipo culturale possono essere indirettamente indicizzati dalle stesse variabili biofisiche (ad esempio il valore estetico di una prateria può essere indicizzato considerandone la composizione botanica e quindi l'abbondanza e cadenza temporale delle fioriture), da metriche ottenute con analisi geo-statistiche e da altri indici (esempi nel box 5). Per approfondimenti sui metodi di stima dei servizi culturali si vedano, tra gli altri Hernández-Morcillo et al., 2014, Otero-Rozas et al.,

2018, e il [numero speciale](#) della rivista *Ecosystem Services* dedicato alla valutazione dei servizi ecosistemici ricreativi.

Finora, la quantificazione dei diversi servizi ecosistemici è comprensibilmente ancora disomogenea, probabilmente anche in relazione con la maggiore o minore facilità di misurazione, e ha riguardato soprattutto i sistemi agro-zootecnici estensivi, per la molteplicità di servizi che possono offrire. Una *review* di Rodríguez-Ortega et al. (2014) sui sistemi zootecnici basati sul pascolo ha evidenziato come, fino a qualche anno fa, i servizi di gran lunga più studiati fossero la biodiversità, la qualità estetica, e la regolazione del clima (Figura 4), mentre gli altri erano poco o molto poco considerati. E' probabile che negli ultimi anni questa distribuzione si sia ampliata e modificata, e quindi sarebbe importante aggiornare questa indagine.

In ogni caso i progressi verso la quantificazione dei servizi ecosistemici sono rapidi, anche grazie alla progressiva evoluzione di approcci innovativi. Fra questi, possiamo ricordare come esempi l'uso del *remote sensing* per indicizzare la diversità e qualità degli habitat (Primi et al., 2016; Estel et al., 2018) o e di approcci di genetica molecolare per descrivere la diversità microbica e le associate funzioni di conservazione della fertilità dei suoli (Mocali e Benedetti, 2010; Myrold et al., 2014; Montagna et al., 2018).

Inoltre, sta progredendo l'individuazione di indicatori, che, seppur con grado di accuratezza e precisione inferiori alle variabili impiegabili in studi specifici, permettono di indicizzare i vari servizi anche per analisi a livello territoriale. A questo riguardo, il CICES riporta per gli ecosistemi *cultivated crops and grasslands* e per i servizi *provisioning, regulating e cultural* una lista di 68 indicatori, che possono essere ottenuti da banche dati diverse, analisi geostatistiche, e da rilievi sul campo, anche se il grado di disponibilità e l'omogeneità di questi indicatori sono ancora molto diversi. Per quanto riguarda gli indicatori per il servizio di habitat e della biodiversità, un aiuto è fornito dalla definizione e dalle liste degli habitat e delle specie di importanza prioritaria per l'Europa che sono riportati negli allegati alle direttive "Uccelli" e "Habitat" (vedi box 3). All'interno dei siti della rete Natura 2000, questi habitat sono stati mappati dagli Stati membri, compreso il nostro Paese, e le cartografie digitali possono essere reperite presso i competenti uffici regionali. Oltre che su analisi e rilievi vegetazionali o faunistici diretti, oppure su mappe di habitat come quelle sopra citate, quando non esistano obiettivi legati a particolari habitat o *taxa* la biodiversità (ma anche altri servizi) può essere anche valutata usando come *proxies* indicatori di gestione (numeri di tagli, livello di concimazione, carico di pascolo,...) o anche indici complessi derivati da modelli (per qualche esempio: Herzog et al., 2012; Tasser et al., 2008; Rüdiger et al., 2012; Overmars et al., 2014; Walz et al., 2014).

Ai fini dell'individuazione degli ecosistemi, preliminare alla mappatura dei loro servizi a scala territoriale, il progetto MAES ha adottato la cartografia europea "[Corine Land Cover](#)" e una serie di altri [indicatori](#). Altri esempi di indicatori possono essere trovati in studi recenti che hanno affrontato la mappatura e l'analisi di servizi ecosistemici a livello regionale o nazionale. Per singoli studi si vedano, fra i tanti, van Oudenhoven et al., 2012; Schirpke et al., 2013; Schirpke et al., 2016; Dittrich et al., 2017; Ryschawy et al., 2017; Accatino et al., 2019. Per un progetto nazionale (Gran Bretagna) si veda

il progetto [UK National Ecosystem Assessment](#), per progetti sovranazionali si possono citare come esempi il progetto europeo [ESMERALDA](#) e il progetto Interreg Spazio Alpino [AlpES](#) che ha anche sviluppato un [WebGIS](#) per visualizzare alcuni servizi ecosistemici nell'arco Alpino. Sono stati anche sviluppati software che implementano e integrano modelli per la stima e mappatura dei servizi ecosistemici, quali [InVEST](#) (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs), [ARIES](#) (Artificial Intelligence for Ecosystem Services), [Co\\$ting Nature](#), (Social Values of Ecosystem Services). Alcuni studi hanno infine anche mirato alla definizione e mappatura dei diversi sistemi agro-zootecnici, a scala europea e/o nazionale (Ryschawy et al., 2017; Dumont et al., 2018; Accatino et al., 2019), anche se al momento il livello di approfondimento delle classificazioni di tali sistemi è ancora preliminare.

Il valore sociale ed economico dei servizi ecosistemici

In aggiunta alla necessità di quantificare i servizi ecosistemici, è necessario comprenderne la percezione da parte delle diverse componenti della società e il valore sociale ad essi conseguentemente attribuito, che sono molto variabili a seconda dei contesti ambientali e socio-economici e della categoria di stakeholder considerati. Solo in questo modo è possibile capire la conoscenza, i bisogni, e le preferenze di individui, istituzioni e organizzazioni, il che è necessario per guidare politiche e iniziative di gestione e valorizzazione (Quétier et al., 2010).

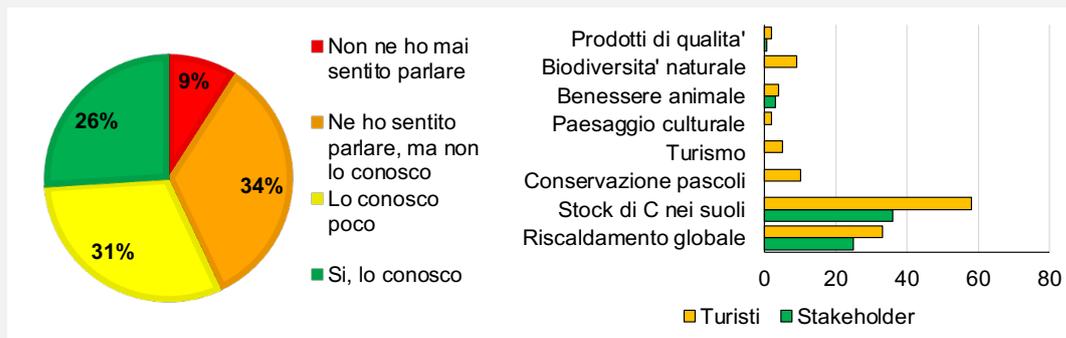
Una considerazione importante, a questo riguardo, è che la consapevolezza dello schema concettuale dei servizi ecosistemici è ancora molto modesta nella società (Pachoud et al., 2020) e ciò, unitamente all'inadeguata conoscenza sulla diversità delle pratiche di allevamento, porta alla difficoltà di riconoscere e valutare i benefici pubblici da essi forniti, anche se in generale la percezione del pubblico relativa ai sistemi estensivi e ai loro prodotti estensivi è positiva (Delanoue, 2013; Faccioni et al., 2019). Per un esempio di alcuni studi si veda il box 6. E' quindi evidente l'importanza di colmare il gap fra la conoscenza scientifica e la consapevolezza e conoscenza sociali dei servizi ecosistemici, in particolare per quelli di supporto e regolazione, che sono più difficili da percepire. Inoltre, è importante promuovere una maggiore comunicazione fra stakeholder del settore delle produzioni animali e il resto della società. I primi possono comprendere meglio le aspettative e la percezione dei secondi, i quali a loro volta possono, grazie a una migliore conoscenza dei sistemi di allevamento, crearsi opinioni più obiettive.

La valutazione del valore sociale dei servizi ecosistemici deve però essere completata con la stima del loro valore economico. Ciò è complicato dal fatto che molti servizi di approvvigionamento sono privati e hanno un mercato che ne determina il valore economico, mentre i servizi *non provisioning* sono pubblici e non hanno un valore economico diretto (Small et al., 2017). In generale, il metodo di valutazione economico può essere diretto se esiste un valore di mercato per il bene in analisi oppure indiretto, generalmente definito dalla disponibilità a pagare, ovvero dall'importo che le persone sono pronte a pagare in cambio di un servizio senza un prezzo di mercato (De Groot et al., 2002).

Box 6. Percezione e valorizzazione sociali dei servizi ecosistemici legati all'allevamento

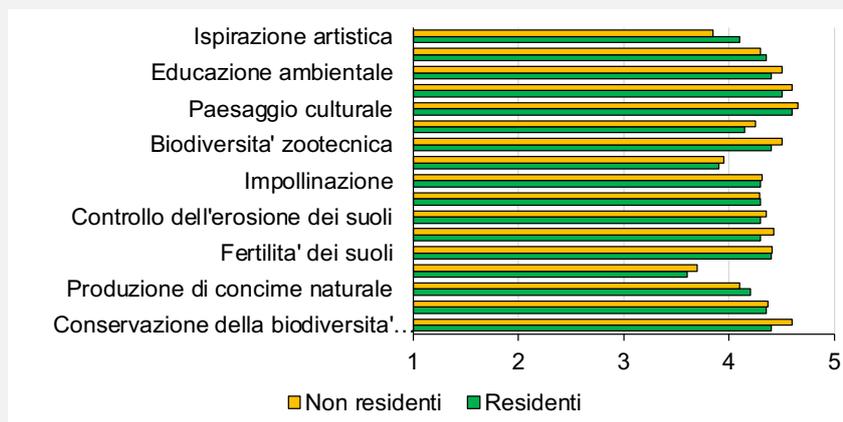
Uno studio condotto in un'area della provincia di Trento (Pachoud et al., 2021), coinvolgendo stakeholder locali (allevatori, rappresentanti di caseifici, amministratori locali, operatori turistici, operatori culturali) e turisti che visitavano gli alpeggi, ha messo in luce che, anche fra gli stakeholder, la consapevolezza dello schema concettuale dei servizi ecosistemici è modesta (solo un quarto dichiara di conoscerlo, il 30% dichiara una conoscenza approssimativa, e oltre il 40% non lo conosce, figura 6.1, a sinistra). Inoltre, di fronte alla richiesta di attribuire un grado di importanza (da 1 a 5) ad alcuni servizi ecosistemici associabili alle malghe, un numero rilevante di turisti, ma anche di stakeholder, non è stato in grado di esprimersi, soprattutto nel caso dei servizi di regolazione (figura 6.1, a destra).

Figura 6.1: distribuzione percentuale delle diverse risposte date da stakeholder locali alla domanda “conosci il significato della definizione Servizi Ecosistemici?” (sinistra) e della risposta “non so” data da stakeholder e turisti alla richiesta di dare una valutazione quantitativa su alcuni servizi ecosistemici forniti dalle malghe (a destra; i servizi sono elencati nell’asse verticale, mentre quello orizzontale indica la % della risposta “non so”).



Nonostante queste carenze, in generale il pubblico tende a valutare in maniera positiva i servizi ecosistemici forniti dall'allevamento estensivo, in particolare quando si tratta di prodotti tipici. Questo è evidente ad esempio dai risultati di uno studio condotto sulla filiera della “Toma di Lanzo” (figura 6.2), che ha riscontrato una percezione nettamente positiva sia da parte dei residenti che dei non residenti (Montrasio et al., 2020)

Figura 6.2: valore attribuito (scala: 1-5) da residenti e non residenti ai servizi ecosistemici associati alla filiera della “Toma di Lanzo”

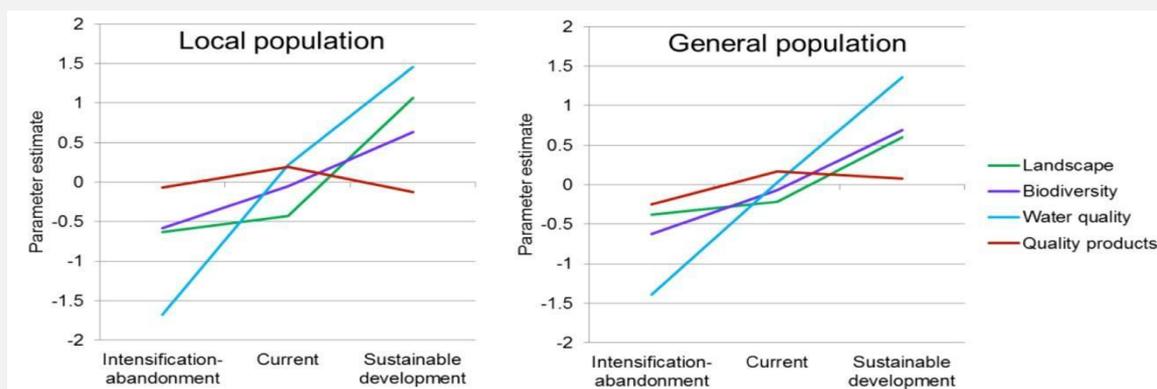


Esistono comunque vari approcci di analisi socio-economica che permettono di stimare il valore sociale e monetario dei servizi privi di mercato, e quindi di compararli fra loro e con quelli che godono di un mercato (TEEB, 2010; Alfnes and Rickertsen, 2011; Liekens and De Nocker, 2013).

Box 7. Esempi di stima del valore economico dei servizi ecosistemici legati all'allevamento

Uno studio (Faccioni et al., 2019) ha esaminato il valore socio-economico dei servizi ecosistemici associati ai sistemi di produzione di latte bovino in provincia di Trento, mediante *choice experiment* (Alfnes and Rickertsen, 2011). Sostanzialmente, agli intervistati è stato chiesto di scegliere fra tre scenari di evoluzione dei sistemi di allevamento ("mantenimento della situazione attuale", "intensificazione e abbandono", "sviluppo sostenibile di sistemi tradizionali"), ciascuno dei quali comportava sviluppi positivi o negativi per i servizi "conservazione del paesaggio", "biodiversità naturale", "qualità delle acque", e "ricchezza di formaggi e prodotti tipici". La scelta di ciascun intervistato era esplicitamente legata anche ad una tassa che egli doveva essere disposto a pagare per il livello preferito di ciascun scenario e servizio. Gli intervistati, sia locali che delle province confinanti, hanno dichiarato di percepire un maggiore beneficio con lo scenario "sviluppo sostenibile", soprattutto in termini di miglioramento di qualità delle acque e di biodiversità e conservazione del paesaggio, ma non in termini di ulteriore disponibilità di prodotti tipici (figura 7.1)

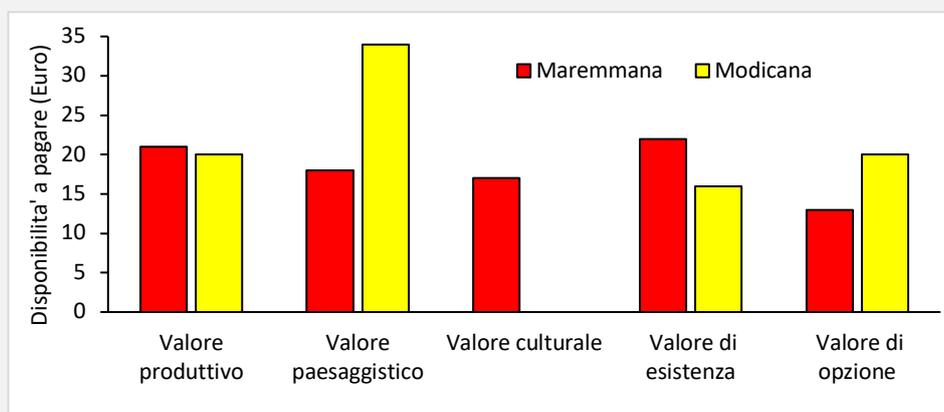
Figura 7.1 Stime di utilità marginale standardizzata per diversi servizi ecosistemici in tre scenari di evoluzione dell'allevamento bovino da latte in provincia di Trento. Si veda il testo per ulteriori dettagli.



Il valore economico totale (TEV) attribuito ai diversi servizi negli scenari prescelti, come indicato dalla *willingness to pay*, è stato pari a 159 euro annui, di cui 79 (50%) per la qualità delle acque, 40 (25%) per la biodiversità, 35 (22%) per il paesaggio, e solo 5 (3%) per i prodotti tipici, di cui probabilmente, data la già ampia offerta, la popolazione non sentiva il bisogno.

Un altro studio (Zander et al., 2013) ha stimato il valore economico totale di due razze bovine autoctone italiane: la Maremmana e la Modicana. La popolazione intervistata risiedeva nelle aree di diffusione delle due razze e in larga maggioranza (85%) si è espressa a favore della loro conservazione, dichiarando una disponibilità a pagare variabile tra 13 e 34 euro per ciascuno dei valori attribuibili alle razze (produttivo, paesaggistico/recreativo, culturale, di esistenza e di opzione; figura 7.2). Sono evidenti differenze tra le razze legate alla percezione da parte delle popolazioni locali, ma il TEV è risultato pari a 93 Euro per la Modicana e 90 Euro per la Maremmana.

Figura 7.2: Composizione del valore economico totale stimato per le razze bovine Maremmana e Modicana



Tali metodologie esulano dagli scopi di questa discussione ma possono agevolmente essere associate all'analisi di sistemi agro-zootecnici e di scenari di evoluzione diversi. Per alcuni esempi

applicati ai sistemi agro-zootecnici, si vedano Bernués et al., 2014; Martín-López et al., 2014; Oteros-Rozas et al., 2014; Bernués et al., 2015. Riportiamo solamente alcuni esempi nel box 7.

Questi esempi indicano come sia possibile individuare i servizi considerati più importanti socialmente, e soprattutto attribuire loro un valore economico, che risulta di entità non trascurabile e anche superiore al livello dei pagamenti delle politiche europee, dimostrando come, finora, i servizi ecosistemici *non provisioning* siano stati sottostimati.

Servizi ecosistemici, multifunzionalità e sostenibilità dei sistemi agro-zootecnici

Il concetto di multifunzionalità si riferisce all'agricoltura come a un'attività che produce non solo beni privati (alimenti), ma anche una serie di beni pubblici. L'accezione con cui viene più frequentemente intesa la multifunzionalità degli allevamenti in Europa è nel loro ruolo di conservare il paesaggio e sostenere lo sviluppo delle aree rurali, includendo attività ricreative e turistiche, e di assicurare prodotti di qualità legati a territori specifici (Renting et al., 2009).

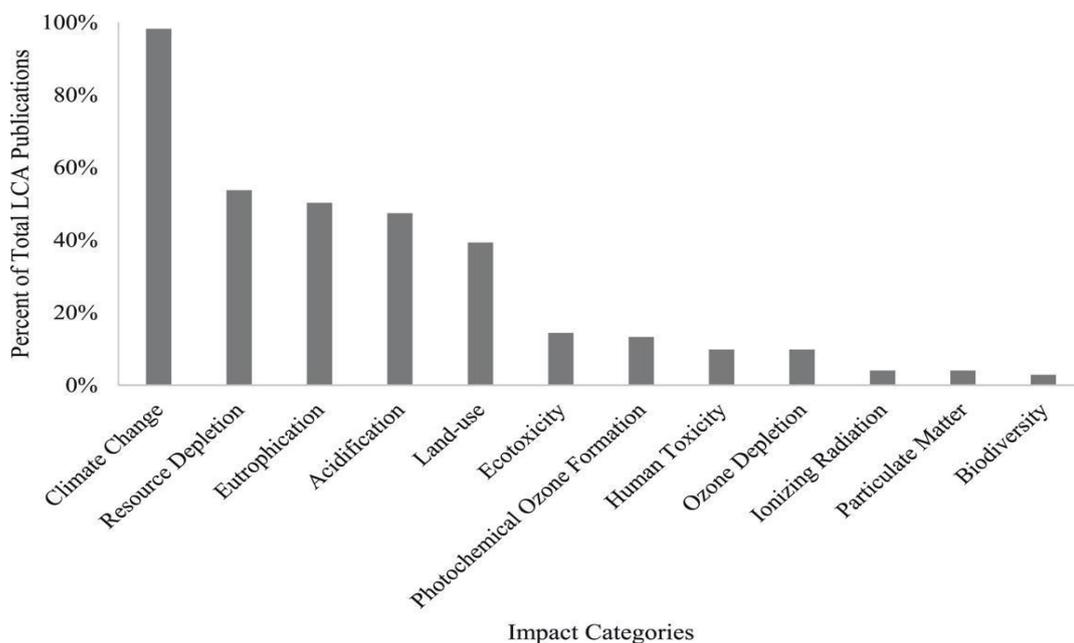
Questo porta a considerare la multifunzionalità come una caratteristica dei soli sistemi estensivi (Bernués et al., 2011). È invece importante riconoscere che tutti i sistemi agro-zootecnici, dato che agiscono sugli ecosistemi e sui relativi servizi, sono multifunzionali. Quello che cambia fra i diversi sistemi è la varietà di servizi offerti e la prevalenza di uno o pochi servizi su altri. L'approccio concettuale dei servizi ecosistemici aiuta a comprendere e classificare questa varietà, e a individuare i servizi privilegiati dai diversi sistemi e le loro sinergie e conflitti, evitando visioni parziali. Si tratta di passare da una visione (quasi) esclusivamente focalizzata sulla produttività a una che considera anche gli effetti sulla biodiversità e sugli ecosistemi, nonché la capacità di erogazione e la qualità di servizi pubblici di regolazione e culturali. Anche i sistemi agro-zootecnici intensivi, in una prospettiva di sviluppo futuro dell'allevamento e di intensificazione sostenibile (Dumont et al., 2014), possono quindi beneficiare dell'approccio concettuale dei SE per valutare le conseguenze ambientali e sociali delle scelte di sviluppo e identificare strategie per ottimizzare le sinergie e ridurre i conflitti. È importante sottolineare che queste sinergie e conflitti, pur validi in generale e in parte inevitabili, vanno riconosciuti e valutati nelle diverse condizioni locali, per poi poter essere migliorate (le sinergie) o attenuati (i conflitti) agendo sulle pratiche di gestione dei sistemi agro-zootecnici. Di seguito svilupperemo alcune considerazioni prima sulla sostenibilità ambientale e poi su quella socio-economica.

Sostenibilità ambientale

Questo tema è di cruciale interesse al momento attuale, anche nell'ambito delle politiche europee (*Farm to Fork* e *Biodiversity Strategy*, vedi sopra), e nel prossimo futuro gli allevamenti saranno chiamati a ridurre le loro emissioni di gas serra e nutrienti e nello stesso tempo a conservare e migliorare gli agroecosistemi con la loro biodiversità e altri servizi ecosistemici associati. E' quindi necessario disporre di sistemi di valutazione degli impatti su tutti i servizi ecosistemici (anche se con

ovvie priorità) così come di metodi di stima dei relativi benefici. Il tema degli impatti ambientali della zootecnia è stato anche oggetto di un ampio approfondimento in due recenti volumi, frutto della collaborazione fra ASPA e AssAlZoo (Stefanon et al., 2018a, 2018b), soprattutto per il ruolo attribuito al settore zootecnico nella produzione di gas serra (Gerber et al., 2013) e escrezioni di nutrienti. L'approccio di elezione per gli studi in questo ambito è la valutazione dell'impronta ecologica con la metodologia "LCA - *Life Cycle Assessment*" (ISO, 2006; Finnveden et al., 2009), che stima gli impatti di un prodotto lungo il suo ciclo di vita, ed è divenuta la metodologia di riferimento per valutare anche quelli dei prodotti zootecnici (European Commission, 2016). Tuttavia, questo approccio metodologico comporta una rilevante serie di limitazioni se lo si intende applicare a tutti gli impatti potenziali della zootecnia, fra cui la grande difficoltà di implementare impatti su biodiversità e altri servizi ecosistemici e di tenerne conto anche a scala geografica (Teillard et al., 2016; Chatterton et al., 2015; McLelland et al., 2018; VanDerWilde and Newell, 2021), con il risultato che le valutazioni finora effettuate per il settore zootecnico si riferiscono nella gran maggioranza a gas serra e, molto meno frequentemente, a consumo di risorse, potenziale di eutrofizzazione e acidificazione, e occupazione di area, mentre fra i possibili servizi ecosistemici solo la biodiversità è marginalmente considerata (figura 5).

Figura 5: Categorie di impatto da parte degli allevamenti considerate in 173 studi (2010-2016) condotti mediante approccio Life Cycle Assessment (LCA). Tratta da McLelland et al., 2018.



Inoltre, la gran parte degli studi finora condotti (il 75%, secondo un'analisi bibliografica 2010-2021; Ramanzin, dati non pubblicati) ha considerato un'unica unità funzionale a cui attribuire gli impatti, cioè l'unità di prodotto (kg di latte variamente standardizzato, kg di carne,...) e solo un quarto, più recenti, ha considerato anche altre unità funzionali, quasi sempre l'unità di superficie. Tuttavia, nelle condizioni pratiche dei sistemi di allevamento minori emissioni per unità di prodotto, associate a una maggiore produttività individuale, corrispondono a maggiori emissioni per unità di superficie (Pirlo, 2012;

Schiavon et al., 2019, Berton et al., 2021), per il maggiore carico per ettaro di SAU e per la maggiore escrezione individuale di nutrienti. La parzialità degli impatti che vengono considerati negli approcci LCA o la mancata considerazione di più unità funzionali possono portare a conclusioni parziali che non tengono in considerazione le varie interazioni e spesso *tradeoff* che esistono tra impatti diversi: ad esempio considerare solo gli impatti di gas serra per unità di latte rischierebbe di premiare sistemi che hanno un impatto negativo sulla biodiversità o sulla qualità dei suoli e delle acque, legate alle escrezioni per unità di superficie più che a quelle di prodotto. Anche la correzione delle stime della *Carbon footprint* tenendo conto del rilascio di carbonio legato alla deforestazione e alla messa a coltura dei suoli, o del sequestro/rilascio di carbonio nei/dai suoli a seconda delle pratiche di gestione, che pur con il margine di incertezza associato alla stima di queste variabili consentirebbe una visione più critica (Salvador et al., 2017; Berton et al., 2021), è raramente effettuata (nel 18% e 20%, rispettivamente, degli studi esaminati nell'analisi sopra citata). Un altro aspetto cruciale al fine di poter applicare approcci LCA alla valutazione degli impatti degli allevamenti è che i sistemi agro-zootecnici sono inevitabilmente multifunzionali, e quindi l'allocazione degli impatti non si dovrebbe limitare solo ai prodotti con mercato dell'allevamento (latte, carne), ma anche ai diversi servizi ecosistemici *non provisioning* senza mercato. Con questo approccio, l'impatto per i sistemi estensivi verrebbe allocato ripartendolo su una serie più ampia di servizi che per quelli intensivi, modificando e anche capovolgendo il risultato rispetto alla semplice allocazione per unità di prodotto (Ripoll-Bosh et al., 2013; Kiefer et al., 2015; Salvador et al., 2016). L'implementazione dei servizi ecosistemici all'interno degli approcci LCA presenta comunque notevoli difficoltà concettuali e metodologiche, e questi due ambiti si sono finora sviluppati in maniera separata, per cui è necessario un notevole impegno futuro, se non per una piena integrazione, per una interazione (VanderWilde a e Newell, 2021).

Infine, per poter implementare approcci LCA nella pianificazione essi dovrebbero fornire valutazioni a livello territoriale, e non solo aziendale. Per rispondere alle esigenze di ampliare le prospettive di applicazione degli approcci LCA, esistono espansioni recenti, quali il "*Territorial LCA*", "*Life Cycle Sustainability Assessment*", combinazioni di LCA e *Emergy accounting* (Raugei et al., 2014; Loiseau et al., 2018; Ren and Toniolo, 2019), che sono però ancora marginalmente utilizzate e necessitano di essere sviluppate.

In questa sede non si intende discutere ulteriormente dei limiti e delle prospettive di evoluzione degli approcci LCA, quanto sottolineare che essi dovrebbero essere integrati in una valutazione complessiva di (tutti gli) impatti e benefici, che al momento attuale non è realizzabile con questo solo approccio. Nel momento in cui l'Unione Europea sta sviluppando iniziative per ridurre le emissioni di gas serra e nutrienti e per migliorare la biodiversità degli agro-ecosistemi, prevedendo anche la possibilità di pagamenti pubblici o privati per la riduzione della *carbon footprint* delle aziende ([*Carbon farming*](#)), è importante che la ricerca abbia un approccio comprensivo al problema della sostenibilità ambientale e che vengano messi a disposizione strumenti di valutazione delle performance ambientali aziendali che non presentino il rischio di approcci parziali, per non correre il rischio di penalizzare specifici sistemi di allevamento o migliorare alcuni aspetti delle performance ambientali

penalizzandone altri. Strumenti per queste valutazioni sono stati proposti (si veda per una lista comparativa McDonald, 2021), e anche utilizzati, e certamente migliorano la nostra capacità di valutare la sostenibilità ambientale delle aziende, ma l'accuratezza e completezza delle valutazioni varia molto per gli indicatori usati. L'ulteriore sviluppo di questi approcci integrati è quindi un'area cruciale di espansione delle nostre conoscenze e dei nostri metodi per valutare la sostenibilità ambientale degli allevamenti, che consideri i multipli e diversamente interconnessi output ambientali, negativi o positivi, degli allevamenti (Battaglini et al., 2014) e sia in grado di individuare le situazioni specifiche globalmente più efficienti.

Inoltre, In una prospettiva più ampia, l'applicazione dei principi dell'Agroecologia per innovare i sistemi agro-zootecnici (Bonaudo et al., 2014; Bédou et al., 2017), o di nuove pratiche quali l'[Agroforestry](#) possono essere rinforzate dalla quantificazione e valutazione dei diversi servizi ecosistemici, soprattutto di habitat e biodiversità, di regolazione e culturali, che possono emergere e/o migliorare a seguito delle pratiche adottate.

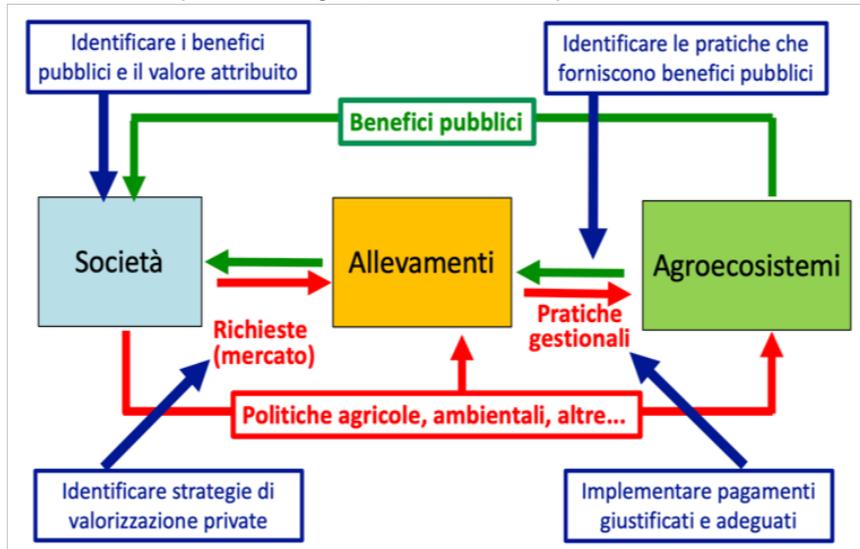
Sostenibilità socio-economica

Un punto importante da chiarire su questo punto è che alcuni aspetti fondamentali per la sostenibilità degli allevamenti, quali il benessere animale e il contributo degli allevamenti alla vitalità socio-economica locale, non fanno parte dello schema concettuale dei servizi ecosistemici. Questi aspetti possono però essere valutati e inseriti in approcci di valutazione in maniera analoga e quindi del tutto complementare ai servizi ecosistemici. Per questo, nel seguito di questa discussione parleremo di benefici pubblici, al fine di includere anche tali aspetti oltre ai servizi ecosistemici. In questo modo è possibile considerare compiutamente la multifunzionalità dei diversi sistemi di allevamento e approcciare in maniera più obiettiva e fondata il problema della loro remunerazione. Uno schema concettuale al riguardo è riportato in figura 6. Lo schema di riferimento, derivato da quello già descritto in figura 1, è che la società influenza, tramite il mercato dei servizi di approvvigionamento e le politiche settoriali, l'evoluzione dei sistemi di allevamento e le modalità di gestione degli agroecosistemi per ottenerne benefici. Finora, sia il mercato sia le politiche comunitarie non sono riusciti a remunerare la multifunzionalità degli allevamenti, per l'incapacità di tenere in adeguato conto i benefici pubblici che, in misura varia ma soprattutto da parte dei sistemi estensivi, sono erogati (Bernués et al., 2017). Questo ha portato ai già ricordati fenomeni di intensivizzazione da un lato e di abbandono dall'altro, che oltre alla biodiversità hanno pesantemente intaccato i servizi di regolazione e culturali dell'allevamento. Lo schema concettuale dei servizi ecosistemici può aiutare a identificare ed esplicitare questi benefici pubblici, passo necessario per la valutazione del valore sociale ed economico attribuito dalla società, negli specifici contesti locali ma anche in generale.

La comprensione della consapevolezza sociale e della valutazione data ai diversi servizi ecosistemici sono cruciali, perché le attitudini delle persone verso l'ambiente sono diverse (Milfont and Duckitt, 2010), e la loro percezione dei benefici pubblici è eterogenea e varia localmente (Bernués et al., 2019; Daniel et al., 2012; Martínez-Jauregui et al., 2019); inoltre i cambiamenti incentivati per la gestione

del territorio potrebbero non essere duraturi se gli atteggiamenti e le norme sociali rimangono invariate (Pretty et al., 2004). Da un lato, promuovere iniziative di valorizzazione (o remunerazione, vedi sotto) di benefici che non sono percepiti o sono percepiti in misura non significativa non ne permetterebbe il successo, dall'altro è necessario che la remunerazione sia commisurata al reale valore sociale ed economico del beneficio.

Figura 6: il ruolo dei servizi ecosistemici per la sostenibilità economica dei sistemi agro-zootecnici. In verde i flussi verso la società, in rosso le influenze della società sui sistemi di allevamento e conseguentemente sugli agroecosistemi e benefici pubblici erogati, in blu le fasi del processo di identificazione e valorizzazione.



E' poi anche necessario essere in grado di stimare i benefici erogati. Infatti, esistono grandi variabilità fra allevamenti, anche all'interno dello stesso sistema produttivo, nella capacità di fornire benefici pubblici (si ricorda come esempio per la biodiversità il box 3). La quantificazione diretta a scala aziendale di questi benefici è ancora complessa, soprattutto per applicazioni gestionali e non di ricerca; quest'ultima può però consentire di individuare le pratiche di allevamento e gestione degli agro-ecosistemi che producono benefici e quindi possono essere usate come indicatori. Questa quantificazione, e la valutazione del valore sociale ed economico dei benefici pubblici, possono sostenere iniziative intese a remunerare i benefici pubblici degli allevamenti su una base obiettiva e verificabile. In primo luogo, potrebbero permettere di mettere a punto politiche di settore più efficaci. La Politica Agricola Comunitaria intende con la nuova revisione rafforzare questa strada, ad esempio con l'introduzione dei ["regimi ecologici"](#) per ottenere una premialità aggiuntiva: la loro efficacia dipenderà anche dalla capacità/possibilità di identificare, oltre alle pratiche generali e trasversali fra sistemi di allevamento, anche le pratiche adatte alle specifiche condizioni delle diverse realtà locali. Inoltre, l'efficacia potrebbe essere perseguita con l'individuazione nell'ambito dello sviluppo rurale di misure adattate ai contesti locali, che possono sicuramente complementare quelle più generali tenendo conto delle specifiche situazioni ambientali e socio-economiche. Inoltre, un'altra via percorribile riguarda strategie private. Innanzitutto per la comunicazione della "qualità estrinseca" dei prodotti (soprattutto se "tipici") e nella loro promozione e valorizzazione economica, che potrebbe

essere definita, documentata, comunicata e verificata grazie ai servizi ecosistemici assicurati dalle filiere di produzione. Questo è un aspetto importante, anche alla luce della parziale e spesso inesatta informazione che viene attualmente proposta al consumatore. A tal proposito, sono previste azioni a livello comunitario nell'ambito della Farm to Fork Strategy, che da un lato *"...consoliderà il quadro legislativo sulle indicazioni geografiche (IG) e, ove opportuno, includerà specifici criteri di sostenibilità..."* e dall'altro *"... valuterà inoltre possibili modalità per l'armonizzazione delle dichiarazioni ambientali volontarie e per la creazione di un quadro per l'etichettatura di sostenibilità che, in sinergia con altre iniziative pertinenti, contempra gli aspetti nutrizionali, climatici, ambientali e sociali dei prodotti alimentari..."*. L'importanza di sostenere con una conoscenza adeguata queste iniziative è evidente. Inoltre, è necessario che esse si sviluppino con la partecipazione diretta degli allevatori. Uno studio sulla Toma di Lanzo (Genovese et al., 2017) ha osservato che espressioni associative di allevatori possono favorire una spinta ad una innovazione concreta e sostenibile anche in un cosiddetto business model tradizionale, mantenendo allo stesso tempo le peculiarità dei singoli allevamenti. Un sistema di imprese e istituzioni legate tra loro in un rapporto di collaborazione possono rappresentare una rete forte, in grado di raggiungere l'obiettivo comune di produrre uno sviluppo sostenibile per il territorio. In questo modo, l'ambiente e il patrimonio culturale possono essere preservati, così come è possibile rafforzare la prospettiva economica delle aziende agricole ed un sistema di allevamento pastorale può diventare più appetibile per il fenomeno turistico.

Infine, si potrebbe anche pensare a forme di pagamento dei servizi ecosistemici (*PES – Payment for Ecosystem Services*; Sattler e Mazdorf, 2013; Rodríguez-Ortega et al., 2018). Rinviando chi desiderasse una disamina approfondita dell'argomento al numero speciale della rivista *Ecosystem Services* (<https://www.sciencedirect.com/journal/ecosystem-services/vol/6/suppl/C>), possiamo qui ricordare che i PES, anche se nella loro definizione più restrittiva implicano la vendita di un servizio da un privato a un altro privato che lo acquista, sono in realtà, nelle loro applicazioni pratiche, più flessibili e spesso sono inclusi in impegni di organizzazioni pubbliche. In ogni caso, però, essi richiedono che il servizio pagato sia legato alla gestione dell'ecosistema secondo pratiche e norme concordate che ne assicurano la continuità, e quindi, se ben disegnati sulla base di una efficace quantificazione e valutazione dei *bundles* di SE, potrebbero essere adeguatamente remunerativi anche negli schemi dei pagamenti pubblici (Rodríguez-Ortega et al., 2018). Un punto essenziale per l'implementazione di questo approccio è che deve essere interdisciplinare, coinvolgendo, a livello non solo di ricerca ma anche di estensione e implementazione, competenze dei settori delle produzioni animali, dell'agronomia, dell'ecologia, delle scienze sociali e delle scienze economiche. L'approccio concettuale dei servizi ecosistemici aiuta a considerare insieme tutti i servizi, e disservizi, delle attività umane, e quindi a cercare non il beneficio settoriale, ma quello complessivo per la società. Si tratta di un'apertura cui anche gli esperti e stakeholder del settore zootecnico, ai quali questo report è (principalmente) rivolto, sono chiamati.

Infine, sono fondamentali l'informazione e la comunicazione verso la società. L'approccio concettuale dei servizi ecosistemici può aiutare anche a considerare la sostenibilità sociale dei sistemi agro-

zootecnici, classificando in maniera chiara i diversi benefici anche non materiali che essi possono portare e permettendo di comunicarli meglio alla società. In questo, un grande ruolo può essere esercitato dagli approcci partecipativi che sono di norma usati per la stima del valore sociale e che coinvolgono i diversi stakeholder non solo direttamente, ma anche indirettamente interessati al settore delle produzioni animali, favorendone la consapevolezza e il confronto reciproco. A tal fine, lo sviluppo di progetti a livello locale, ma anche regionale e interregionale con l'integrazione di rappresentanti del mondo della ricerca, della *governance*, e di vari stakeholder locali (allevatori, rappresentanti delle associazioni di categoria, amministratori locali, operatori turistici e culturali, ecc.) può essere molto produttivo (si veda il box 1).

Glossario

Vengono qui riportate le definizioni di alcuni termini specifici utilizzati nel presente report. Per i termini inglesi di uso comune, che sono ormai entrati a far parte del nostro vocabolario, è stata lasciata la dicitura nella lingua originale.

Termine italiano	Termine inglese	Descrizione
Agroecosistemi	<i>Agroecosystems</i>	Un agroecosistema è un ecosistema secondario alterato dall'uomo a fini agricoli o zootecnici. È composto da elementi abiotici (quali ad esempio la luce, l'umidità o la temperatura) e biotici (quali le piante e gli animali), che interagiscono tra loro e che possono essere più o meno controllati da parte dell'uomo. Per esempio il controllo dell'uomo sugli agroecosistemi può essere minimo, come nel caso dei pascoli, o totale, come nel caso delle colture protette, dove i flussi di energia e di materia vengono modificati attraverso l'apporto di fattori produttivi esterni, quali ad esempio macchine agricole, sistemi di irrigazione o impiego di fertilizzanti.
Aree Agricole ad Alto Valore Naturale (AVN)	<i>High Natural Value Farmland (HNV)</i>	Le aree agricole ad alto valore naturale (AVN) sono aree nelle quali la principale attività di uso del suolo è rappresentata dall'agricoltura, che è qui associata alla presenza di un'elevata numerosità di specie e di habitat, e/o di particolari specie di interesse comunitario. Per tenere conto di queste caratteristiche, le AVN sono state classificate in funzione del numero di specie di vertebrati presenti come: bassa presenza (< 73); media presenza (tra 74 e 113); alta presenza (da 114 a 182) (ISPRA, 2010). Queste aree rappresentano quindi dei punti sensibili per la conservazione della biodiversità e possono essere rappresentate da aree con un'elevata proporzione di vegetazione naturale o semi-naturale (es. pascoli), da aree con presenza di mosaico di agricoltura a bassa intensità e elementi naturali, semi-naturali e strutturali (es. siepi, muretti a secco, boschetti, filari, piccoli corsi d'acqua, ecc.), oppure da aree agricole che mantengono specie rare o un'elevata ricchezza di specie di interesse europeo o mondiale (Andersen et al., 2003).
Biodiversità	<i>Biodiversity</i>	La biodiversità o diversità biologica, secondo la definizione data durante la Conferenza di Rio de Janeiro nel 1992, è "la varietà e la variabilità degli organismi viventi e dei sistemi ecologici in cui essi vivono ed include la diversità a livello genetico, di specie e di ecosistema". In altre parole, la biodiversità può essere definita come la ricchezza di vita coevoluta sulla Terra: i milioni di piante, animali e microrganismi, i geni che essi contengono ed i complessi ecosistemi naturali di cui le specie sono parte.
Controllo biologico	<i>Biological control</i>	Il controllo biologico, o lotta biologica, è una tecnica che sfrutta i rapporti di antagonismo (quali ad esempio la predazione, il parassitismo o la competizione interspecifica) fra agenti rappresentati da organismi viventi animali o vegetali al fine di controllare la popolazione di un organismo dannoso (bersaglio), mantenendone la densità al di sotto della soglia di danno. In campo agroalimentare, un esempio di controllo biologico è l'impiego di organismi

		patogeni, come funghi, virus, o batteri, oppure di insetti, per il controllo delle piante infestanti o degli insetti stessi.
Disservizi ecosistemici	<i>Ecosystem disservices</i>	Nel contesto del presente report, i disservizi ecosistemici rappresentano le esternalità negative, direttamente o indirettamente connesse al benessere umano, che derivano dalle attività agricole e zootecniche in risposta, per esempio, ad un prelievo di energie eccessivo rispetto alla capacità di rigenerazione naturale, o ad un'alterazione dell'equilibrio e della resilienza degli ecosistemi. Alcuni esempi di disservizi sono rappresentati da emissioni di gas serra, inquinamento da pesticidi o da eccessivi apporti di azoto e sostanza organica, perdita di habitat, ecc.
Ecosfera (biosfera)	<i>Ecosphere (Biosphere)</i>	Nome comprensivo per indicare quella parte della Terra nella quale si riscontrano le condizioni indispensabili alla vita animale e vegetale. Comprende la parte bassa dell'atmosfera, tutta l'idrosfera e la parte superficiale della litosfera, fino a 2 km di profondità. Insieme alle forme di vita che ospita, costituisce un sistema complesso, in equilibrio dinamico con le altre componenti della Terra (http://www.treccani.it/enciclopedia/)
Ecosistema	<i>Ecosystem</i>	Un ecosistema è un insieme sistemico (spesso chiamato "unità ecologica") costituito da due componenti in stretta relazione funzionale: la prima rappresentata dagli organismi viventi (comunità biologica o biocenosi) e l'altra dall'ambiente fisico (componente abiotica) in cui essi vivono. Come tale l'ecosistema è una porzione dell'ecosfera e quindi della biosfera. Gli ecosistemi sono quindi caratterizzati da queste specifiche componenti, che li distinguono fra loro, e ne permettono anche l'individuazione e la mappatura. Non esiste una scala spaziale definita a priori per definire un ecosistema, ad esempio possiamo parlare di ecosistemi marini in generale o di ecosistemi delle barriere coralline più in specifico.
Fitosociologia	<i>Phytosociology</i>	La fitosociologia è una branca della fitogeografia, che consente di utilizzare le comunità vegetali (<i>fitocenosi</i>) come indicatori di ambiente. Sono descritte a livello topografico e riconosciute in base alla combinazione di specie che vi si osservano.
Gas serra	<i>Greenhouse gases</i>	Si tratta di tre gas presenti nell'atmosfera, CO ₂ , CH ₄ , e N ₂ O, che trattengono le radiazioni infrarosse emesse dalla superficie terrestre, contribuendo così all'aumento della temperatura nell'atmosfera. Senza questi gas, la temperatura terrestre sarebbe troppo bassa per la vita, ma l'aumento recente e progressivo delle concentrazioni atmosferiche dei gas serra dovuto a emissioni derivanti dalle attività umane sta determinando un progressivo riscaldamento del clima oltre i livelli storici. Il principale contributo al potenziale di riscaldamento di queste emissioni deriva dalla CO ₂ proveniente dai combustibili fossili, mentre le attività agricole e zootecniche sono interessate soprattutto dal CH ₄ emesso dai ruminanti e dal N ₂ O derivante dai fertilizzanti e dalle deiezioni animali. I tre gas hanno un potenziale effetto di riscaldamento molto diverso fra loro, e per questo le emissioni complessive possono essere standardizzate come "CO ₂ equivalenti", correggendo quelle dei singoli gas per il loro potenziale rispetto a quello della CO ₂ .

Habitat	<i>Habitat</i>	L'habitat si può definire come l'insieme delle condizioni abiotiche e biotiche che permette ad una specie vegetale o animale di vivere. Per gli animali, si può parlare di habitat in senso ampio ma anche di habitat per particolari funzioni o stadi del ciclo biologico (riproduzione, stadio larvale, ecc.). Un habitat è definito dalla struttura (la sua composizione) e dalle funzioni (i processi derivanti dalle interazioni fra le componenti, e corrisponde anche all'area che le contiene. Quando struttura e funzioni vengono alterate, ad esempio da inquinanti, eccessi di nutrienti, estinzione locale di qualche componente, le condizioni per la vita di una o più delle specie ospitate si fanno meno favorevoli e si parla di <i>degradazione</i> di habitat. Quando la struttura e le funzioni di parte dell'area di un habitat sono completamente alterate, ad esempio con la deforestazione, si parla di <i>perdita</i> di habitat, quando questa perdita fa sì che da un'area iniziale di habitat continuo si formino aree residue piccole e separate fra loro si parla di <i>frammentazione</i> di habitat.
Impronta ecologica	<i>Ecological footprint</i>	Nella sua definizione in senso stretto l'impronta ecologica (o impronta ambientale) di un prodotto consiste nell'area di superficie terrestre necessaria a rigenerare le risorse consumate e ad assorbire i rifiuti emessi dalla sua produzione. Il concetto è stato poi traslato a vari ambiti come l'impatto sul clima con la <i>Carbon footprint</i> che misura le emissioni di gas serra in atmosfera, espresse come CO ₂ equivalenti, o sulle risorse idriche con la <i>water footprint</i> che misura l'acqua consumata e inquinata per ottenere un prodotto o un servizio.
Intensificazione sostenibile	<i>Sustainable intensification</i>	Possiamo definire l'intensificazione sostenibile in agricoltura come l'introduzione di innovazioni e processi e l'identificazione di sistemi che permettono di aumentare le produzioni senza effetti negativi, o con effetti positivi, sull'ambiente e sulla società. Su questo tema, l'AISSA (Associazione Italiana delle Società Scientifiche Agrarie) ha pubblicato un lavoro relativo al contributo della ricerca .
LCA - Analisi del ciclo di vita	<i>LCA - Life Cycle Assessment</i>	È una metodologia strutturata e standardizzata secondo la normativa ISO utilizzata per valutare gli impatti sull'ambiente e sulla salute umana associati alla produzione di un bene o servizio, mediante un inventario analitico del consumo di risorse e delle emissioni. Questa analisi viene effettuata entro <i>confini di sistema</i> , che possono riguardare l'intero ciclo di vita (<i>cradle to grave</i>) ad esempio per il latte bovino tutte le fasi che vanno dalla produzione e trasporto degli alimenti, all'allevamento degli animali e alla mungitura, al trasporto alle latterie e alle successive lavorazioni e packaging, al trasporto, vendita al dettaglio e consumo, ma più spesso riguardano fasi parziali, ad esempio fermandosi alla produzione del latte in allevamento (<i>cradle to farm gate</i>).
Multifunzionalità	<i>Multifunctionality</i>	Multifunzionalità indica la capacità di un sistema agro-zootecnico di fornire, oltre a alimenti e beni con mercato, anche benefici pubblici senza mercato quali la conservazione della biodiversità, del paesaggio, dell'eredità culturale, ecc., e di contribuire alla vitalità socio-economica delle aree rurali e alla sicurezza alimentare

Nutraceutico	<i>Nutraceutical</i>	Indica una sostanza alimentare che agisce positivamente sulle funzioni fisiologiche dell'organismo, favorendone il benessere e contrastando i processi degenerativi. I nutraceutici sono sostanze, estratte da alimenti od ottenute per mezzo di biotecnologie, che hanno dimostrato effetti preventivi (antiossidanti, immunostimolanti, protettivi, ecc.). Sono spesso considerati nutraceutici anche gli alimenti stessi che li contengono o gli alimenti addizionati con nutraceutici, detti alimenti funzionali (<i>functional foods</i>). (http://www.treccani.it/enciclopedia/nutraceutico_(Dizionari-o-di-Medicina)/).
Paesaggio	<i>Landscape</i>	Secondo la Convenzione Europea del Paesaggio del 2000 il "paesaggio designa una determinata parte di territorio, così come è percepita dalle popolazioni, il cui carattere deriva dall'azione di fattori naturali e/o umani e dalle loro interrelazioni" (art. 1).
Praterie naturali	<i>Natural grassland</i>	Una prateria viene definita "naturale" quando è dominata da consociazioni erbacee indigene e spontanee, con l'eventuale presenza di arbusti e alberi, che non sono dovute a interventi umani, al di fuori del pascolo. Il pascolo (dal latino <i>pasuum</i> , da <i>pascere</i> , che significa appunto condurre al pascolo) è una prateria che viene utilizzata estensivamente in modo diretto dagli animali erbivori per la loro alimentazione. In questi pascoli naturali, la concimazione avviene in modo naturale, grazie all'apporto dei nutrienti contenuti nelle deiezioni degli animali che li utilizzano. Si tratta in genere di consociazioni di alto valore naturalistico e ricche di biodiversità.
Praterie semi-naturali	<i>Semi-natural grassland</i>	Le praterie semi-naturali (pascoli ma anche prati-pascoli e pascoli gestiti estensivamente) sono quelle praterie dove gli interventi dell'uomo (concimazioni, lavorazioni, risemine o trasemine, ecc.) non hanno alterato in misura significativa le caratteristiche di ricchezza di consociazioni erbacee indigene, e quindi il valore naturalistico e per la biodiversità.
Prodotto tipico	<i>Typical product</i>	Un prodotto si può considerare tipico quando in esso si realizza la concomitanza di alcuni fattori, che sono riconducibili alla loro cosiddetta memoria storica, alla localizzazione geografica delle aree di produzioni, alla qualità della materia prima impiegata nella loro produzione, ed alle relative tecniche di preparazione" (Giardiello, 1995) La memoria storica di un prodotto riguarda tutte le tradizioni collegate al prodotto stesso. Ciò implica inevitabilmente una presenza antica di tale prodotto in un territorio circoscritto, dove le condizioni ambientali specifiche di un luogo geografico lo caratterizzano e lo rendono unico. La materia prima è considerata di qualità, proprio grazie alla lunga tradizione tramandata negli anni. L'ultimo elemento che dà tipicità ad un prodotto è la tecnica di preparazione, che assume poca importanza per i prodotti non trasformati, e molta per quelli trasformati. Quando si parla di tecniche di preparazione, ci si riferisce all'esperienza degli artigiani, agli strumenti utilizzati, ai tempi scelti per la preparazione, mezzi e metodologie, anch'esse tramandate, a loro volta con una memoria storica (http://www.centroportici.unina.it/tipici/cosa.htm).

SAU (Superficie Agricola Utilizzata)	<i>UAA (Utilised Agricultural Area)</i>	SAU è una sigla che indica la Superficie Agricola Utilizzata, cioè l'insieme dei terreni effettivamente utilizzati per coltivazioni propriamente agricole. Comprende le superfici dedicate a prati permanenti e pascoli, seminativi, vivai, coltivazioni legnose agrarie, orti familiari e castagneti da frutto. Non comprende gli edifici, le superfici investite a funghi in grotte, sotterranei ed appositi edifici, né le superfici destinate a bosco o ad arboricoltura da legno.
Silvo-pastorale (Agro-Silvo-pastorale)	<i>Silvo-pastoral (Agro-Silvo-Pastoral)</i>	Relativo all'insieme di boschi e aree pascolate, con le relative attività di pastorizia. Se comprende anche aree coltivate, diventa agro-silvo-pastorale
Sistemi agro-forestali	<i>Agro-forestry systems</i>	L' agroforestazione o agroselvicoltura è l'insieme dei sistemi agricoli che vedono la coltivazione di specie arboree e/o arbustive perenni, consociate a seminativi e/o pascoli, nella stessa unità di superficie. Fra i vari sistemi agroforestali si trovano i <i>sistemi silvoarabili</i> , in cui si sviluppano specie arboree (da legno, da frutto o altro prodotto), e specie erbacee colturali, e i <i>sistemi silvopastorali</i> , in cui allevamento e arboricoltura (da legno o frutto) convivono nella stessa area
Sostenibilità	<i>Sustainability</i>	Nelle scienze ambientali ed economiche, è la condizione di uno sviluppo o un'attività che è in grado di assicurare il soddisfacimento dei bisogni della generazione presente senza compromettere la possibilità delle generazioni future di realizzarsi i propri. questa condizione, per realizzarsi, deve esistere sotto gli aspetti ambientale, sociale ed economico
Transumanza	<i>Transhumance</i>	[dal fr. transhumance, der. di transhumer «transumare»]. Complesso degli spostamenti stagionali del bestiame, di norma ruminanti o monogastrici erbivori, su raggio territoriale di ampiezza variabile, in funzione della disponibilità alimentare. Per esempio, nelle aree alpine e appenniniche gli spostamenti avvengono dalla pianura o dai fondovalle, dove il bestiame trascorre l'inverno, ai pascoli di montagna, dove il bestiame trascorre l'estate, e viceversa. In contesti non Europei (Africa, per esempio) il concetto di transumanza si applica spesso a spostamenti di tipo orizzontale, che possono essere determinati da fattori diversi dall'altitudine (per esempio dall'arrivo della stagione delle piogge). Anche in Italia ci sono forme di transumanza orizzontale, legata prevalentemente agli ambienti mediterranei.
Trade-off	<i>Trade-off</i>	Relazione funzionale tra due variabili tale per cui la crescita di una risulta incompatibile con la crescita dell'altra e ne comporta anzi una contrazione. Si parla di trade off quando si deve operare una scelta tra due opzioni ugualmente desiderabili ma tra loro contrastanti.

Bibliografia citata

- Accatino F., Tonda A., Dross C., Léger F., Tichit M. 2019. Trade-offs and synergies between livestock production and other ecosystem services. *Agricultural Systems*, 168: 58-72.
- Alfnes F., Rickertsen K. 2011. Non-market valuation: experimental methods, in: Lusk, J. L., Roosen, J., Shogren, J. F. (Eds.), *The Oxford Handbook of the Economics of Food Consumption and Policy*. Oxford University Press.
- Allen, B. 2020. What do we need from EU rural land? Paper 1 of the CAP unchained series. Institute for European Environmental Policy, AISBL
- Austrheim G., Speed J. D. M., Evjub M., Hesterc A., Holandd Ø., Loe L. E., Martinsenf V., Mobæk R., Mulderf J., Steeng H., Thompson D. B. A., Mysterud A. 2016. Synergies and trade-offs between ecosystem services in an alpine ecosystem grazed by sheep – An experimental approach. *Basic and Applied Ecology*, 17: 596-608.
- Battaglini L., Bovolenta S., Gusmeroli F., Salvador S., Sturaro E. 2014. Environmental sustainability of Alpine livestock farms. *Italian Journal of Animal Science*, 13:3155.
- Bennett E. M., Peterson G. D., Gordon L. J. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12: 1394–1404.
- Bernués A. 2017. Animals on the Land. Ecosystem services and disservices of grazing livestock systems. In: *The Meat Crisis. Developing more Sustainable and Ethical Production and Consumption*. D'Silva J. And Webster J. (Eds). Taylor and Francis.
- Bernués, A., Alfnes, F., Clemetsen, M., Eik, L.O., Faccioni, G., Ramanzin, M., Ripoll-Bosch, R., Rodríguez-Ortega, T., Sturaro, E., 2019. Exploring social preferences for ecosystem services of multifunctional agriculture across policy scenarios. *Ecosyst. Serv.* 39, 101002.
- Bernués A., Rodríguez-Ortega T., Alfnes F., Clemetsen M., Eik L. O. 2015. Quantifying the multifunctionality of fjord and mountain agriculture by means of sociocultural and economic valuation of ecosystem services. *Land Use Policy*, 48: 170-178.
- Bernués A., Rodríguez-Ortega T., Ripoll-Bosch R., Alfnes F. 2014. Socio-Cultural and Economic Valuation of Ecosystem Services Provided by Mediterranean Mountain Agroecosystems. *PLoS ONE* 9(7): e102479.
- Bernués A., Ruiz R., Olaizola A., Villalba D., Casasús I. 2011. Sustainability of pasture-based livestock farming systems in the European Mediterranean context: Synergies and trade-offs. *Livestock Science*, 139: 44-57.
- Berton M., Bovolenta S., Corazzin M., Gallo L., Pinterits S., Ramanzin M., Ressi W., Spigarelli C., Zuliani A., E. Sturaro E. 2021. Environmental impacts of milk production and processing in the Eastern Alps: A “cradle-to-dairy gate” LCA approach. *Journal of Cleaner Production* 303: 127056
- Beudou J., Martin G., Ryschawy J. 2017. Cultural and territorial vitality services play a key role in livestock agroecological transition in France. *Agronomy for Sustainable Development*. 37: 36.
- Beynon S.A., Peck M., Mann D. J., Lewis O. T. 2012. Consequences of alternative and conventional endoparasite control in cattle for dung-associated invertebrates and ecosystem functioning. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 162: 36-44.
- Boatman N. D., Parry H. R., Bishop J. D, Cuthbertson G. S. 2007. Impacts of Agricultural Change on Farmland Biodiversity in the UK. In: Hester R. E. and Harrison R. M. (Eds). *Biodiversity under Threat*. Thomas Graham House, Cambridge, 1-32.

Bonaudo T., Bendahan A. B., Sabatier R., Ryschawy J., Bellon S., Leger F., Magda D., Tichit M. 2014. Agroecological principles for the redesign of integrated crop–livestock systems. *European Journal of Agronomy*, 57: 43-51,

Bouwman I., Schleyer C., Primmer E., Winkler K. J., Berry P., Young J., Carmen E., Špulerová J., Bezák P., Preda E., Vadineanu A. 2018. Adoption of the ecosystem services concept in EU policies. *Ecosystem Services*, 29: 213-222.

Bullock J. M., McCracken M. E., Bowes M. J., Chapman R. E., Graves A. R., Hinsley S. A., Hutchins M. G., Nowakowsky M., Nicholls D. J. E., Oakley S., Old G. H., Ostle N. J., Redhead J. W., Woodcock B. A., Bedwell T., Mayes S., Robinson V. S., Pywell R. F. 2021. Does agri-environmental management enhance biodiversity and multiple ecosystem services?: A farm-scale experiment, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Volume 320, October 2021

Burrascano S., Chytry M., Kuemmerle T., Giarrizzo E., Luysaert S., Sabatini F. M., Blasi C. 2016. Current European policies are unlikely to jointly foster carbon sequestration and protect biodiversity. *Biological Conservation* 201: 370–376.

Byrnes R. C., Eastburn D. E., Tate K. W., Roche L. M. 2018. A Global Meta-Analysis of Grazing Impacts on Soil Health Indicators. *Journal of Environmental Quality*, 47: 758–765.

Cardinael R., Chevallier T., Cambou A., Bérèle C., Barthès BG., Dupraz C., Durand C., Kouakou E., Chen C. 2017. Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: A survey of six different sites in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 236: 243-255

Catsadorakis G. 2007. The Conservation of Natural and Cultural Heritage in Europe and the Mediterranean: A Gordian Knot?, *International Journal of Heritage Studies*, 13: 308-320.

Cerdan O., Poesen J., Govers G., Saby N., Le Bissonnais Y., Gobin A., Vacca A., Quinton J., Auerswald K., Klik A., Kwaad, F. J. P. M., Roxo, M. J. 2006. Sheet and rill erosion. In “Soil Erosion in Europe” (J. Boardman and J. Poesen, Eds.), Wiley, Chichester.

Chan, K. M. A., Satterfield T., Goldstein J. 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics Journal*, 74: 8-18.

Chatterton J., Graves A., Audsley E., Morris J., Williams A. 2015. Using systems-based life cycle assessment to investigate the environmental and economic impacts and benefits of the livestock sector in the UK. *Journal of Cleaner Production*, 86: 1-8.

Cicia G., E. D’Ercole, D. Marino. 2003. Costs and benefits of preserving farm animal genetic resources from extinction: CVM and Bio-economic model for valuing a conservation program for the Italian Pentro horse. *Ecological Economics* 45: 445-459.

Cocca G., Sturaro E., Gallo L., Ramanzin M. 2012. Is the abandonment of traditional livestock farming systems the main driver of mountain landscape change in Alpine areas? *Land Use Policy* 29: 878-886.

Cooper, T., Hart, K., Baldock, D., 2009. Provision of Public Goods through Agriculture in the European Union. Institute for European Environmental Policy, London.

Daniel, T.C., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J.W., Chan, K.M.A., Costanza, R., Elmqvist, T., Flint, C.G., Gobster, P.H., Grêt-Regamey, A., Lave, R., Muhar, S., Penker, M., Ribe, R.G., Schauppenlehner, T., Sikor, T., Soloviy, I., Spierenburg, M., Taczanowska, K., Tam, J., Von Der Dunk, A., 2012. Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings National Academy of Science U. S. A.* 109: 8812–8819.

De Boer I. J. M. and Ittersum M. K. 2018. Circularity in agricultural production. Wageningen University and Research, Wageningen, NL.

De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3), 393-408.

Delanoue E. 2013. Elevages intensifs et extensifs, visions et attentes de la société. *Ethnozootecnie*, 95, 15-19.

Diaz S., Demissew S., Carabias J., Joly C., Lonsdale M., Ash N., Larigauderie A., Adhikari J. R., Arico S., Baldi A., Bartuska A., Baste I. A., Bilgin A., Brondizio E., Chan K. MA, Figueroa V. E., Duraiappah A., Fischer M., Hill R., Koetz T., Leadley P., Lyver P., Mace G. M., Martin-Lopez B., Okumura M., Pacheco D., Pascual U., Selvin Perez E. S., Reyers B., Roth E., Saito O., Scholes R. J., Sharma N., Tallis H., Thaman R., Watson R., Yahara T., Hamid Z. A., Akosim C., Al-Hafedh Y., Allahverdiyev R., Amankwah E., Asah S. T., Asfaw Z., Bartus G., Brooks L. A., Caillaux J., Dalle G., Darnaedi D., Driver A., Erpul G., Escobar-Eyzaguirre P., Failler P., Fouda A. M. M., Fu B., Gundimeda H., Hashimoto S., Homer F., Lavorel S., Lichtenstein G., Mala W. A., Mandivenyi W., Matczak P., Mbizvo C., Mehrdadi M., Metzger J. P., Mikissa J. B., Moller H. Mooney H. A., Mumby P., Nagendra H., Neshover C., Oteng-Yeboah A. P., Pataki G., Marie Roue' M., Rubis J., Schultz M., Smith P., Sumaila R., Takeuchi K., Thomas S., Verma M., Yeo-Chang Y., Zlatanova D. 2015. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2015, 14:1-16.

Dibari, C., Costafreda-Aumedes, S.; Argenti, G.; Bindi, M.; Carotenuto, F.; Moriondo, M.; Padovan, G.; Pardini, A.; Staglianò, N.; Vagnoli, C.; Brilli, L. 2020. Expected Changes to Alpine Pastures in Extent and Composition under Future Climate Conditions. *Agronomy*, 10: 926.

Dittrich A., von Wehrden H., Abson D. J., Bartkowski B., Cord A. F., Fust P., Hoyer C., Kambach S., Meyer M. A., Radzevičiūtė R., Nieto-Romero M., Seppelt R., Beckmann M. 2017. Mapping and analysing historical indicators of ecosystem services in Germany. *Ecological Indicators*, 75: 101-110.

Dumont, B., González-García, E., Thomas, M., Fortun-Lamothe, L., Ducrot, C., Dourmad, J., Tichit, M. 2014. Forty research issues for the redesign of animal production systems in the 21st century. *Animal*, 8: 1382-1393.

Estel S., Mader S., Levers C., Verburg P. H., Baumann M., Kuemmerle T. 2018. Combining satellite data and agricultural statistics to map grassland management intensity in Europe. *Environmental Research Letters*, 13: 074020

European Commission. 2016. Guidance for the Implementation of the EU Product Environmental Footprint (PEF) during the Environmental Footprint (EF) Pilot Phase, Version 5.2. European Commission, Luxembourg, Luxembourg.

European Environment Agency. 2019. Annual European Union greenhouse gas inventory 1990-2017 and inventory report 2019.

Evans A. E. V., Mateo-Sagasta J., Qadir M., Boelee E. and Ippolito A. 2019. Agricultural water pollution: key knowledge gaps and research needs. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 36: 20-27

Faccioni G., Sturaro E., Ramanzin M., Bernués A. (2019). Socio-economic valuation of abandonment and intensification of Alpine agroecosystems and associated ecosystem services. *Land Use Policy*, 81: 453-462.

FAO. 2019. The State of the World's Biodiversity for Food and Agriculture, Bélanger J., Pilling D. (eds.). FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture Assessments. Rome.

Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S. 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91: 1-21.

Fish R., Church A., Winter M. 2016. Conceptualising cultural ecosystem services: A novel framework for research and critical engagement. *Ecosystem Services*, 21: 208-217.

Gandini G., Villa E. 2003. Analysis of the cultural value of local livestock breeds: a methodology. *Journal of Animal Breeding and Genetics*, 120: 1–11.

Gandini G., Zander K., Drucker A. 2007. Combating extinction through the economic assessment and capture of the cultural values of the Italian Valdostana Castana cattle breed. *Proceedings Tropentag 2007*.

Genovese D., Culasso F., Giacosa E., Battaglini L.M. (2017). Can Livestock Farming and Tourism Coexist in Mountain Regions? A New Business Model for Sustainability. *Sustainability*, 9: 2-21.

Gerber P.J., Steinfeld H., Henderson B., Mottet A., Opio C., Dijkman J., Falcucci A., Tempio G. 2013. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.

Grossi G., Goglio P., Vitali A., Williams A.G. 2019. Livestock and climate change: impact of livestock on climate and mitigation strategies, *Animal Frontiers*, 9: 69–76

Habel J. C., Dengler J., Janišová M., Török P., Wellstein C., Wiezik M. 2013. European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity Conservation*, 22: 2131-2138.

Haines-Young R., Potschin M. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In Raffaelli, D., C. Frid (Eds.). *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 110–139.

Hernández-Morcillo M., Tobias Plieninger T., Bieling C. 2013. An empirical review of cultural ecosystem service indicators. *Ecological Indicators* 29: 434–444.

Herzog F., Balázs K., Dennis P., Friedel J., Geijzendorffer L., Jeanneret P., Kainz M., Philippe Pointereau P. (Eds.) 2012. *Biodiversity Indicators for European Farming Systems. A Guidebook*. Agroscope, Switzerland.

Hoffmann I., From T., Boerma D. 2014. Ecosystem services provided by livestock species and breeds, with special consideration on the contributions of small-scale livestock keepers and pastoralists. FAO - Commission on genetic resources for food and agriculture.

Hönigová I, Vačkář D., Lorencová E., Melichar J., Götzl M., Sonderegger G., Oušková V., Hošek M., Chobot K. 2012. Survey on grassland ecosystem services. Report to the EEA - European Topic Centre on Biological Diversity. Prague: Nature Conservation Agency of the Czech Republic.

Humbert J.-Y., Ghazoul J., Walter T. 2009. Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130: 1–8.

IPBES (2019), Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Brondízio, E. S., Settele, J., Díaz, S., Ngo, H. T. (eds). IPBES secretariat, Bonn, Germany.

IPBES (2017). The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. Potts S.G., Imperatriz-Fonseca V. L., and Ngo H.T. (eds). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany.

ISO, 2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. ISO 14044. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland.

ISPRA (2010) Aree Agricole ad alto valore naturale: dall'individuazione alla gestione. Manuali e linee guida n. 62

Jonsson M., Bommarco R., Ekbom B., Smith H. G., Bengtsson J., Caballero-Lopez B., Winqvist C., Olsson O. 2014. Ecological production functions for biological control services in agricultural landscapes. *Methods in Ecology and Evolution*, 5: 243–252.

- Julian J. P., de Beurs KM, Owsley B., Davies-Colley RJ., and Ausseil AGE 2017 River water quality changes in New Zealand over 26 years: response to land use intensity. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 21, 1149–1171. doi:10.5194/hess-21-1149-2017
- Junge X., Schüpbach B., Walter T., Schmid B., Lindemann-Matthies P. 2015. Aesthetic quality of agricultural landscape elements in different seasonal stages in Switzerland. *Landscape and Urban Planning*, 133: 67-77.
- Kairis O., Karavitis C., Salvati L., Kounalaki A., Kosmas K. 2015. Exploring the Impact of Overgrazing on Soil Erosion and Land Degradation in a Dry Mediterranean Agro-Forest Landscape (Crete, Greece). *Arid Land Research and Management*, 29: 360–374.
- Kätterer T., Bolinder M. A., Berglund K., Kirchmann H. 2012. Strategies for carbon sequestration in agricultural soils in northern Europe. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A - Animal Science* 62: 181–198.
- Kauffman JB and Krueger WC 1984 Livestock Impacts on Riparian Ecosystems and Streamside Management Implications. A Review. *J. of range management* 37(5): 430-438
- Kay S., Rega C., Moreno G., den Herder M., João H.N. Palma J. H. N., Borek R., Crous-Duran J., Freese D., Giannitsopoulos M., Graves A., Jäger M., Lamersdorf N., Memedemin D., Rosa Mosquera-Losada, Pantera A., Paracchini M. L., Paris P., Roces-Díaz J. V., Rolo V., Rosati A., Sandor M., Smith J., Szerencsits E., Varga A., Valérie Viaud V., Wawer R., Burgess P. J., Felix Herzog F. 2019. Agroforestry creates carbon sinks whilst enhancing the environment in agricultural landscapes in Europe. *Land Use Policy*, 83: 581-593
- Kenter J. O., O'Brien L., Hockley N., Ravenscroft N., Fazey I., Irvine K. N., Reed M. S., Christie M., Brady E., Bryce R., Church A., Cooper N., Davies A., Evely A., Everard M., Fish R., Fisher J. A., Jobstvogt N., Molloy C., Orchard-Webb J., Ranger S., Ryant M., Watson V., Williams S. 2015. What are shared and social values of ecosystems? *Ecological Economics* 111: 86–99.
- Kiefer L R, Menzel F, Bahrs E. 2015. Integration of ecosystem services into the carbon footprint of milk of South German dairy farms. *Journal of Environmental Management*, 152:11-18.
- Klein A.-M., Vaissiere B. E., Cane J. H., Steffan-Dewenter I., Cunningham S., Kremen C., Tscharntke T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B*, 274 (1608): 303-313.
- Kok A., de Olde E.M., de Boer I.J.M., Ripoll-Bosch R. (2019). European biodiversity assessments in livestock science: A review of research characteristics and indicators. *Ecological Indicators*, 112:105902.
- Lautenbach S., Seppelt R., Liebscher J., Dormann C. F. 2012. Spatial and temporal trends of global pollination benefits. *PLoS ONE*, 7 (4): e35954.
- Leip, A., Leach, A., Musinguzi, P., Davis, K.F., Yu, K., Herrero, M., Leip, A., Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Reis, S., 2015. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, *Environmental Research Letters*, 10:115004.
- Lemaire, G., Hodgson J., Chabbi A. (Eds). 2011. *Grassland productivity and ecosystem services*. CABI, Wallingford, UK.
- Liekens I., De Nocker L. 2013. Valuation of ES: Challenges and Policy Use. In (Jacobs S., Dendonker N., Keune H. (Eds). *Ecosystem Services. Global Issues, Local Practices*. Elsevier. 107-119.
- Lindemann-Matthies P., Briegel R., Schüpbach B., Junge X. 2010. Aesthetic preference for a Swiss alpine landscape: The impact of different agricultural land-use with different biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 98: 99-109.

- Loiseau E., Aissani L., Le Féon S., Laurent F., Cerceau J., Sala S., Roux P. 2018. Territorial Life Cycle Assessment (LCA): What exactly is it about? A proposal towards using a common terminology and a research agenda. *Journal of Cleaner Production*, 176: 474-485.
- Machovina B., Feeley J. K., Ripple W. J. 2015. Biodiversity conservation: The key is reducing meat consumption. *Science of the Total Environment*, 536: 419-431
- Macleod C. J. A., Ferrier R. C.. 2011. Temperate grasslands in catchment systems: the role of scale, connectivity and thresholds in the provision and regulation of water quality and quantity. Pages 229-238 in G. Lemaire, Hodgson J., Chaddi A. (Eds.). *Grassland productivity and Ecosystem services*. CABI, Wallingford, UK.
- Madsen M., Nielsen B.O., Holter P., Pedersen O.C., Jespersen J. B., Jensen K.M.V., Nansen P., Gronvold, J. 1990. Treating cattle with ivermectin—effects on the fauna and decomposition of dung pats. *Journal of Applied Ecology*, 27: 1-15.
- Marini L., Scotton M., Klimek S., Isselstein J., Pecile A., 2007. Effects of local factors on plant species richness and composition of Alpine meadows. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 119: 281-288.
- Marini L., Scotton M., Klimek S., Pecile A., 2008. Patterns of species richness in Alpine hay meadows: local vs landscape factors. *Basic Appl. Ecol.* 9: 365-372.
- Martín-López B., Gómez-Baggethun E., García-Llorente M. and Montes C. 2014. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators* 37: 220-228.
- Martínez-Jauregui, M., White, P.C.L., Touza, J., Soliño, M., 2019. Untangling perceptions around indicators for biodiversity conservation and ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 38, 100952
- Maselli F., Argenti G., Chiesi M., Angeli L., Papale D. 2013. Simulation of grassland productivity by the combination of ground and satellite data. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 165: 163-172.
- McDonald H. 2021. Livestock Farm Carbon Audit. A Carbon Farming Case Study. In: COWI, Ecologic Institute & IEEP (2021) Annexes to Technical Guidance Handbook - setting up and implementing result-based carbon farming mechanisms in the EU. Report to the European Commission, DG Climate Action on Contract No. CLIMA/C.3/ETU/2018/007. COWI, Kongens Lyngby.
- McClelland S. C. M., Arnd C., Gordon D.R., Thoma G. 2018. Type and number of environmental impact categories used in livestock life cycle assessment: A systematic review. *Livestock Science*, 209: 39-45.
- Mele M., Pulina G. (a cura di). 2015. *Alimenti di origine animale e salute*. Franco Angeli, Milano.
- Milcu, A. I., Hanspach J., Abson D., Fischer J., 2013. Cultural ecosystem services: a literature review and prospects for future research. *Ecology and Society*. Soc. 18 (3), 44.
- Milfont, T.L., Duckitt, J., 2010. The environmental attitudes inventory: A valid and reliable measure to assess the structure of environmental attitudes. *J. Environ. Psychol.* 30, 80-94.
- Mocali S., Anna Benedetti. 2010. Exploring research frontiers in microbiology: the challenge of metagenomics in soil microbiology. *Research in Microbiology*, 161: 497-505.
- Montagna M., Berruti A., Bianciotto V., Cremonesi P., Giannico R., Gusmeroli F., Lumini E., Pierce S., Pizzi F., Turri F., Gandini G. 2018. Differential biodiversity responses between kingdoms (plants, fungi, bacteria and metazoa) along an Alpine succession gradient. *Molecular Ecology*, 27: 3671-3685.
- Montrasio R., Mattiello S., Zucaro M., Genovese D., Battaglini L. 2020. The Perception of Ecosystem Services of Mountain Farming and of a Local Cheese: An Analysis for the Touristic Valorization of an Inner Alpine Area. *Sustainability*, 12: 1-17.

- Morales-Reyes Z., Pérez-García J. M., Moleón M., Botella F., Carrete M., Lazcano C., Moreno-Opo R., Margalida A., Donázar J. A. Sánchez-Zapata J. A. 2015. Supplanting ecosystem services provided by scavengers raises greenhouse gas emissions. *Scientific Reports*, 5: 7811.
- Myrold, D. D., Zeglin L. H., Jansson J. K. 2014. The Potential of Metagenomic Approaches for Understanding Soil Microbial Processes. *Soil Scientific Society American Journal*, 78: 3-10.
- Muscat, A., de Olde, E. M., de Boer, I. J. M., Ripoll-Bosch, R. (2020). The battle for biomass: A systematic review of food-feed-fuel competition. *Global Food Security*, 25: 100330.
- Olea P. P., Mateo-Tomás P. 2009. The role of traditional farming practices in ecosystem conservation: The case of transhumance and vultures. *Biological Conservation*, 142: 1844–1853.
- Oteros-Rozas E., Martín-López B., Fagerholm N., Bieling C., Plieninger T. 2018. Using social media photos to explore the relation between cultural ecosystem services and landscape features across five European sites. *Ecological Indicators* 94: 74-86.
- Oteros-Rozas E., Martín-López B., González J.A., Plieninger T., López C.A., Montes C. 2014. Socio-cultural valuation of ecosystem services in a transhumance social-ecological network. *Regional Environmental Change* 14: 1269-1289.
- Overmars K. P., Schulp J. E. C, Alkemade R., Verburg P. H., Temmec A. J. A. M., Omtzigt N., Schaminée J. H. J. 2014. Developing a methodology for a species-based and spatially explicit indicator for biodiversity on agricultural land in the EU. *Ecological Indicators*, 37: 186– 198.
- Pachoud C., Da Re R., Ramanzin M., Bovolenta S., Gianelle D., Sturaro E. 2020. Tourists and Local Stakeholders' Perception of Ecosystem Services Provided by Summer Farms in the Eastern Italian Alps. *Sustainability*, 12: 1095.
- Panzitta F., Corti M., Rizzi R., Brambilla L. A., Montironi A., Gandini G. 2007. Analisi del valore culturale delle razze caprine dell'arco alpino Italiano. *Quaderno SOZOOALP n° 4*.
- Plantureux S., Peeters A., McCracken D. 2005. Biodiversity in intensive grasslands: Effect of management, improvement and challenges. *Agronomy Research*, 3: 153-164.
- Pilotto, F., Kühn, I., Adrian, R. Alber R., Alignier A., Andrews C., Bäck J., Barbaro L., Beaumont B., Beenaerts N., Benham S., Boukal D. S., Bretagnolle V., Camatti E., Canullo R., Cardoso P. G., Ens B. J., Everaert G., Evtimova V., Feuchtmayr H., García-González R., Gómez García, D. Grandin U., Gutowski J. M., Hadar L., Halada L., Halassy M., Hummel H., Huttunen K.-L., Jaroszewicz B., Jensen T. C., Kalivoda H., Schmidt I. K., Kröncke I., Leinonen R., Martinho F., Meesenburg H., Meyer J., Minerbi S., Monteith D., Nikolov B. P., Oro D., Ozoliņš D., Padedda B. M., Pallett D., Pansera M., Pardal M. A., Petriccione B., Pipan T., Pöyry J., Schäfer S. M., Schaub M., Schneider S. C., Skuja A., Soetaert K., Springé G., Stanchev R., Stockan J. A., Stoll S., Sundqvist S., Thimonier A., Van Hoey G., Van Ryckegem G., Visser M. E., Vorhauser S. 2020. Meta-analysis of multidecadal biodiversity trends in Europe. *Nature Communications*, 11: 3486.
- Pirlo, G., 2012. Cradle-to-farm gate analysis of milk carbon footprint: a descriptive review. *Italian Journal of Animal Science*, 11:e20.
- Plieninger T, Hui C, Gaertner M, Huntsinger L. 2014. The impact of land abandonment on species richness and abundance in the Mediterranean Basin: a meta-analysis. *PLoS One*. 9:e98355.
- Pornaro C., Spigarelli C., Pasut D., Maurizio Ramanzin M., Bovolenta S., Sturaro E., Macolino S. 2021. Plant biodiversity of mountain grasslands as influenced by dairy farm management in the Eastern Alps. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 320: 107583.
- Pretty, J., & Smith, D. 2004. Social capital in biodiversity conservation and management. *Conservation biology*, 18(3), 631-638.

Prévosto B., Kuiters L., Bernhardt-Römermann M., Dölle M., Schmidt W., Hoffmann M., Van Uytvanck J., Bohner A., Kreiner D., Stadler J. Klotz S., Brandl R. 2011. Impacts of Land Abandonment on Vegetation: Successional Pathways in European Habitats. *Folia Geobotanica*, 46: 303–325.

Primi R., Filibeck G., Amici A., Bückle C., Cancellieri L., Di Filippo A., Gentile C., Guglielmino A., Latini R., Mancini L. D., Mensing S. A., Rossi C. M., Rossini F., Scoppola A., Sulli C., Venanzi R., Ronchi B., Piovesan G. 2016. From Landsat to leafhoppers: A multidisciplinary approach for sustainable stocking assessment and ecological monitoring in mountain grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 234: 118-133.

Putaud J.-P., Van Dingenen R., Alastuey A., Bauer H., Birmili W., Cyrys J., Flentje H., Fuzzi S., Gehrig R., Hansson H. C., Harrison R. M., Herrmann H. H., Hitzenberger R., Hüglin C., Jones A. M., Kasper-Giebl A., Kiss G., Koussa A., Kuhlbusch T. A. J., Loschaj G., Maenhaut W., Molnar A., Moreno T., Pekkanen J., Perrino C., Pitz M., Puxbaum H., Querl X., Roodriguez S., Salma I., Schwarzd J., Smolik J., Schneider J., Spindler G., ten Brink H., Tursic j., Viana M., Wiedensohler A., Raes F. 2010. A European aerosol phenomenology: III. Physical and chemical characteristics of particulate matter from 60 rural, urban, and kerbside sites across Europe *Atmospheric Environment*, 44: 1308–20

Pykälä J. 2000. Mitigating Human Effects on European Biodiversity through Traditional Animal Husbandry. *Conservation Biology*, 14: 705–712.

Quétier F., Rivoal F., Marty P., de Chazal J., Thuiller W., Lavorel S. 2010. Social representations of an alpine grassland landscape and socio-political discourses on rural development. *Regional Environmental Change*, 10: 119-1309.

Raudsepp-Hearne C., Peterson G., Bennett E. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107: 5242-7.

Raugei M., Rugani B., Benetto E., Wesley W. Ingwersen W. W. 2014. Integrating emergy into LCA: Potential added value and lingering obstacles. *Ecological Modelling*, 271: 4-9.

Rege, J. E. O. & Gibson, J. P. 2003. Animal genetic resources and economic development: issues in relation to economic valuation. *Ecological Economics*, 45(3): 319-330.

Ren J., Toniolo S. 2019. *Life Cycle Sustainability Assessment for Decision-Making. 1st Edition. Methodologies and Case Studies.* Elsevier

Renting H., Rossing W. A., Groot J. C., Van der Ploeg J. D., Laurent C., Perraud D., Stobbelaar D. J., Van Ittersum M. K. 2009. Exploring multifunctional agriculture. a review of conceptual approaches and prospects for an integrative transitional framework. *Journal of Environmental Management*, 90 (suppl. 2), S112–S123.

Ripoll-Bosch R., de Boer, I. J. M., Bernués A., Vellinga T. V. 2013. Accounting for multi-functionality of sheep farming in the carbon footprint of lamb: A comparison of three contrasting Mediterranean systems. *Agricultural Systems*, 116: 60-68.

Rodríguez J. P., Beard T. D. Jr., Bennett E. M., Cumming G. S., Cork S., Agard J., Dobson A. P., Peterson G. D. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11: 28. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art28/>

Rodríguez-Ortega T., Olaizola A. M., Bernués A. 2018. A novel management-based system of payments for ecosystem services for targeted agri-environmental policy. *Ecosystem Services*, 34: 74-84.

Rodríguez-Ortega T., Oteros-Rozas E., Ripoll-Bosch R., Tichit M., Martín-López B., Bernués A. 2014. Applying the ecosystem services framework to pasture-based livestock farming systems in Europe. *Animal*, 8: 1361–1372.

Ronchi B., Pulina G., Ramanzin M. 2014. *Il paesaggio zootecnico italiano.* Franco Angeli, Milano.

- Rotz C. A. 2004. Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal of Animal Science*, 82(E. Suppl.):E119–E137
- Rüdisser J., Tasser E., Tappeiner U. 2012. Distance to nature—A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. *Ecological Indicators*, 15: 208-216.
- Rüdisser J., Walde J., Tasser E., Frühauf J., Teufelbauer N., Tappeiner U. 2015. Biodiversity in cultural landscapes: influence of land use intensity on bird assemblages. *Landscape Ecology* 30:1851–1863.
- Ruiz-Mirazo J., Robles A. B. 2012. Impact of targeted sheep grazing on herbage and holm oak saplings in a silvopastoral wildfire prevention system in south-eastern Spain. *Agroforestry Systems*, 86: 477–491.
- Ryschawy J., Disenhaus C., Bertrand S., Allaire G., Aznar O., Plantureux S., Josien E., Guinot C., Lasseur J., Perrot C., Tchakerian E., Aubert C. and Tichit M. 2017. Assessing multiple goods and services derived from livestock farming on a nation-wide gradient. *Animal*, 11: 1861–1872.
- Salvador S., Corazzin M., Piasentier E., Bovolenta S. 2016. Environmental assessment of small-scale dairy farms with multifunctionality in mountain areas. *Journal of Cleaner Production*, 124: 94-102.
- Salvador S., Corazzin M., Romanzin A., Bovolenta S., 2017. Greenhouse gas balance of mountain dairy farms as affected by grassland carbon sequestration. *Journal of Environmental Management*, 196: 644-650.
- Salvati L., Carlucci M. 2015. Towards sustainability in agro-forest systems? Grazing intensity, soil degradation and the socioeconomic profile of rural communities in Italy. *Ecological Economics*, 112: 1–13.
- Sattler C., Matzdorf B., 2013. PES in a nutshell: From definitions and origins to PES in practice—Approaches, design process and innovative aspects. *Ecosystem Services*, 6: 2-11.
- Schirpke U., Timmermann F., Tappeiner U., Tasser E. 2016. Cultural ecosystem services of mountain regions: Modelling the aesthetic value. *Ecological Indicators*, 69: 78-90.
- Schirpke U., Tasser E., Tappeiner U. 2013. Predicting scenic beauty of mountain regions. *Landscape and Urban Planning*, 111: 1-12.
- Schiavon S., Sturaro E., Tagliapietra F., Ramanzin M., Bittante G. 2019. Nitrogen and phosphorus excretion on mountain farms of different dairy systems. *Agricultural Systems* 168: 36–47.
- Simons N. K., Gossner M. M., Lewinsohn T. M., Lange M., Türke M. and Weisser W. W. 2015. Effects of land-use intensity on arthropod species abundance distributions in grasslands. *Journal of Animal Ecology*, 84, 143–154.
- Small N., Munday M., Durance I. 2017. The challenge of valuing ecosystem services that have no material benefits. *Global Environmental Change*, 44: 57–67
- Stefanon B., Mele M., Pulina G. (a cura di). 2018a. *Allevamento animale e sostenibilità ambientale. I principi*. Franco Angeli, Milano.
- Stefanon B., Mele M., Pulina G. (a cura di). 2018b. *Allevamento animale e sostenibilità ambientale. Le tecnologie*. Franco Angeli, Milano.
- Soliveres S., van der Plas F., Manning P., Prati D., Gossner M. M., Renner S. C., Alt F., Arndt H., Baumgartner V., Binkenstein J., Birkhofer K., Blaser S., Blüthgen N., Boch S., Böhm S., Börschig C., Buscot F., Diekötter T., Heinze J., Hölzel N., Jung K., Klaus V. H., Kleinebecker T., Klemmer S., Krauss J., Lange M., Morris E. K., Müller J., Oelmann Y., Overmann J., Pašalić E., Rillig M. C., Schaefer M., Schloter M., Schmitt B., Schöning I., Schrupp M., Sikorski J., Socher S. A., Solly E. F., Sonnemann I., Sorkau E., Steckel J., Steffan-Dewenter I., Stempfhuber B., Tschapka M., Türke M., Venter P. C., Weiner C. N., Weisser W. W., Werner M., Westphal C., Wilcke W., Wolters V., Wubet T., Wurst S., Fischer M., Allan E.

2017. Biodiversity at multiple trophic levels is needed for ecosystem multifunctionality. *Nature*, 536: 456. Doi:10.1038/nature19092

Soussana J. F., Tallec T., Blanfort V. 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4: 334–350.

Stoate C., Baldi A., Beja P., Boatman N. D., Herzon I., van Doorn A., de Snoo G.R., Rakosy L., Ramwell C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, 91: 22–46.

Sturaro E., Marchiori E., Cocca G., Penasa M., Ramanzin M., Bittante G., 2013. Dairy systems in mountainous areas: Farm animal biodiversity, milk production and destination, and land use. *Livestock Science*, 158: 157-168.

Tasser E., Mader M., Tappeiner U. 2003. Effects of land use in alpine grasslands on the probability of landslides. *Basic Applied Ecology*, 4: 271-280.

Tasser E., Sternbach E., Tappeiner U. 2008. Biodiversity indicators for sustainability monitoring at municipality level: An example of implementation in an alpine region. *Ecological Indicators*, 8: 204-223.

TEEB (2010), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. Kumar P. (Ed.). Earthscan, London and Washington.

Teillard F., de Souza D. M., Thoma G., Gerber P. J., Finn J. A. 2016. What does Life-Cycle Assessment of agricultural products need for more meaningful inclusion of biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, 53: 1422–1429.

Tscharntke T., Bommarco R., Clough Y., Crist T. O., Kleijn D., Rande T. A., Tylianakis J. M., van Nouhuys S., Vidal S. 2007. Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biological Control*, 43: 294–309.

van Berkel D. B., Verburg P. H. 2014. Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in agricultural landscape. *Ecological Indicators*, 37: 163-174.

van der Wilde C. P., Newell J. P. 2021. Ecosystem services and life cycle assessment: a bibliometric review. *Resources, Conservation and Recycling*, 169: 105461.

van Hal O., de Boer I.J.M., Muller A., de Vries S., Erb K.-H., C. Schader C., Gerrits W.J.J., van Zanten H.H.E. 2019. Upcycling food leftovers and grass resources through livestock: Impact of livestock system and productivity. *Journal of Cleaner Production* 219: 485e496

van Oudenhoven A. P. E., Petza K., Rob Alkemade R., Heina L., de Groot R. S. 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21: 110–122.

van Zanten H. E., Van Ittersum M. K., De Boer I. J. M. 2019. The role of farm animals in a circular food system. *Global Food Security*, 21: 18-22

van Zanten B. T., Verburg P. H., Koetse M. J., van Beukering P. J. H. 2014. Preferences for European agrarian landscapes: A meta-analysis of case studies. *Landscape and Urban Planning*, 132: 89-101.

Verheijen F. G. A., Jones R. J. A., Rickson R. J., Smith C. J. 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth Science Reviews*, 94: 23–38.

Vickery J. A., Tallowin J. R., Feber R. E., Asteraki E. J., Atkinson P. J., Fuller R. J., Brown, V. K. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38: 647–664.

- Walz U., Stein C. 2014. Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation*, 22: 279-289.
- Ward S. E., Smart S. M., Quirk H., Tallowin J. R. B., Mortimer S. R., Shiel R. S., Wilby A., Bardgett R. D. 2016. Legacy effects of grassland management on soil carbon to depth. *Global Change Biology*, 22: 2829–2838.
- Werling, B. P., Dickson T. L., Isaacs R., Gaines H., Gratton C., Gross C. L., Liere H., Malmstrom C. M., Meehan T. D., Ruan L., Robertson B. A., Robertson G. P., Schmidt T. M., Schrottenboer A. C., Teal T. K., Wilson J. K., Landiset D. A. 2014. Perennial grasslands enhance biodiversity and multiple ecosystem services in bioenergy landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111: 1652–1657.
- Yahdjian L., Sala O. E., Havstad K. M. 2015. Rangeland ecosystem services: shifting focus from supply to reconciling supply and demand. *Frontiers in Ecology and Environment*, 13: 44–51.
- Zander K. K., Signorello G., De Salvo M., Gandini G., Drucker A. G. 2013. Assessing the total economic value of threatened livestock breeds in Italy: Implications for conservation policy. *Ecological Economics*, 93: 219-229.
- Zhang, W., T. H. Ricketts, C. Kremen, K. Carney, and S. M. Swinton. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64:253-260.
- Zhao Y., Liu Z., Wu J. 2020. Grassland ecosystem services: a systematic review of research advances and future directions. *Landscape Ecology*, 35:793–814.