

Chapitre 7

Synergies, antagonismes et compromis entre services rendus par l'élevage : des connaissances scientifiques aux leviers d'action

Coordinateurs :

Bertrand Dumont, Julie Ryschawy

Avec la contribution de l'ensemble des experts

Sommaire

Introduction	910
7.1. Mise en lumière des principaux antagonismes et synergies entre services rendus par l'élevage	912
7.2. Bouquets de services et compromis dans les grands types de territoires d'élevage	919
7.3. Modélisations globales et scénarios prospectifs	951
7.4 Conclusion	956

Introduction

Après un panorama européen des consommations de produits animaux, des productions et filières de transformation, ainsi que des échanges intra-UE et avec le reste du monde (chapitre 1), nous avons analysé les impacts et services rendus par l'élevage et ses produits autour de quatre enjeux principaux : les flux de matières et d'énergie, le changement climatique, l'usage des terres et la biodiversité, et les facteurs économiques et sociaux : création et distribution de valeur, travail et emploi, rôles patrimoniaux et culturels, consommation, santé et bien-être animal (chapitre 5). Ceci a permis d'identifier les mécanismes qui expliquent les combinaisons entre services à l'origine des synergies et des compromis à trouver à l'aune de leurs déterminants biophysiques et de la négociation sociale. La santé humaine constitue un cinquième enjeu, non traité en tant que tel, mais abordé au travers la question des caractéristiques en acides gras des produits selon le mode d'alimentation des animaux (chapitre 2), et des émissions polluantes vers l'atmosphère et l'hydrosphère (chapitre 4). Les liens entre les filières, l'environnement, les régimes alimentaires et la santé humaine ont été formalisés (Sabate *et al.*, 2016) et présentés de manière synthétique dans le rapport (chapitre 2).

Dans le chapitre 6, nous avons contextualisé les « bouquets de services » fournis par l'élevage et les filières animales dans les principaux territoires français d'élevage, et quelques territoires européens complémentaires (Encadré 1). Sept cas-types (et leurs déclinaisons) ont permis de mettre en lumière de forts contrastes entre bouquets de services selon les territoires, et les plus fréquentes interactions entre services. Une cartographie de l'ensemble des territoires Européens a aussi été réalisée à l'échelle NUTS3, qui en France correspond à l'échelle des départements. Chaque territoire a été caractérisé par sa densité animale globale (en UGB totaux par hectare de SAU totale) et par la contribution des surfaces toujours en herbe à la SAU. Ceci permet de caractériser l'importance relative en termes de surfaces, volumes produits, etc. de cinq des sept cas-types précités : les territoires à forte concentration animale, les territoires herbagers à forte, moyenne ou faible présence animale, et les territoires où de cohabitation entre cultures et élevage. Les deux cas-types restants, systèmes valorisant une image positive des produits et élevage urbain et péri-urbain, peuvent quant à eux se développer dans différents types de territoire. Les principales variables socio-économiques (excédent brut d'exploitation, taux d'endettement, contribution des aides au revenu agricole) ont été calculées et analysées pour les systèmes herbivores et monogastriques de chacun de ces territoires. La représentation synthétique de ces territoires sous forme de « granges » permet de visualiser les complémentarités et les antagonismes qui les caractérisent (Chapitres 2 & 6). Ces différents chapitres ont permis de dresser un état des lieux des bouquets de services fournis par l'élevage en France et en Europe.

La nécessité de produire « autrement », c'est-à-dire en utilisant moins d'intrants de synthèse afin de limiter l'empreinte environnementale des systèmes d'élevage fait aujourd'hui consensus. A terme, l'application du concept de services rendus par l'élevage aux territoires et la prise en compte des compromis que cela suppose doit permettre de passer d'une littérature académique (Bennett *et al.*, 2009 ; Rodriguez-Ortega *et al.*, 2014 ; Rodriguez *et al.*, 2006 ; Seppelt *et al.*, 2011) à des outils opérationnels. L'enjeu pour améliorer les bouquets de services fournis par l'élevage est de proposer aux différentes parties prenantes d'un territoire des leviers d'action et des modes de gouvernance pour optimiser les services fournis par l'élevage, en se préoccupant du long terme.

Encadré 1: Du concept de services écosystémiques aux « bouquets de services » rendus par l'élevage

Le concept de services écosystémiques considère « les bénéfices fournis à la société par les écosystèmes ». Les services écosystémiques sont ainsi un concept interdisciplinaire né à l'interface entre économie et écologie (Costanza et al., 1997). Définis à l'interface entre écologie et économie, les services écosystémiques appréhendent au départ les services rendus « spontanément » par des écosystèmes naturels (MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005), les bénéficiaires n'étant pas toujours aisément identifiables.

Zhang et al. (Zhang et al., 2007), et différents auteurs après eux (Kremen and Miles, 2012; Le Roux et al., 2008 ; Power, 2010), ont adapté le concept de services écosystémiques au cas des agroécosystèmes, en identifiant des « services intrants » fournis par les écosystèmes à l'agriculture (teneur en matière organique des sols, biodiversité auxiliaire des cultures, ...) et des « services extrants » fournis par les agroécosystèmes à la société, par exemple les services de régulation du climat ou l'esthétique des paysages. L'éleveur est ainsi reconnu en tant que fournisseur de services de différentes natures à la société.

Enfin, lorsqu'on considère les services rendus par des agents économiques, qui supposent une relation d'intentionnalité entre des fournisseurs prestataires, on utilise le terme de « services environnementaux » en l'occurrence les éleveurs et les acteurs des filières animales, et différents bénéficiaires (Aznar et al., 2007). Trois entités et trois types de relations ont été identifiées: le prestataire (les éleveurs dans le cadre de cette expertise), l'utilisateur ou bénéficiaire (par exemple le randonneur bénéficiant de l'esthétique des paysages façonnés par l'élevage) et le bien support (le sol, le paysage, etc.) (Aznar et al., 2007). Il se dessine alors un triangle mettant en évidence les trois relations : une relation de service entre le prestataire et l'utilisateur qui passe par une intervention du prestataire sur le bien support. La relation entre l'éleveur et le bénéficiaire correspond aux services fournis à la société par les éleveurs (Gadray, 1996). Des commanditaires peuvent intervenir de manière indirecte dans ces relations en finançant une prestation de service (Mesure agro-environnementale par exemple comme Prime Herbagère Agro-environnementale incitant l'éleveur à maintenir des prairies permanentes).

Plus récemment, en mobilisant ces différents cadres conceptuels, Ryschawy et al. ont décliné le concept de services écosystémiques aux territoires d'élevage français (Ryschawy et al., 2015). Ils ont alors considéré des biens et services environnementaux, économiques et sociaux au sens large, à l'instar de Lynch et al. (Lynch et al., 2014). Leur approche intégrait les services écosystémiques de qualité environnementale et culturels mais aussi des services dits de vitalité territoriale (emploi, maintien d'un tissu rural), essentiels quand on considère l'élevage en France. De plus, les services d'approvisionnement étant basés en partie sur des intrants, ils ne sont pas considérés comme des services écosystémiques au sens strict. Pour rappel, dans cette ESCo, nous parlons de biens et services rendus par l'élevage au sens large et pas uniquement de services écosystémiques.

Ces différents courants épistémologiques considèrent le service en un sens positif. Il reste néanmoins essentiel de considérer que la reconnaissance des services fournis par l'élevage à la société n'occulte pas la nécessité d'examiner également ses impacts négatifs. Les dysservices (ou nuisances, terme utilisé dans l'Efese¹) correspondent à l'attribution par le socio-système d'une valeur négative à certaines fonctions ou structures écosystémiques, et aux externalités négatives de la gestion des écosystèmes. Les services sont alors définis comme la résultante de l'attribution par le socio-système d'une valeur positive à certaines fonctions ou structures écosystémiques. Pour cela, il est nécessaire de ne pas considérer les différents services indépendamment les uns des autres du fait des interactions entre les différents processus écologiques (Bennett et al., 2009 ; Geertsema et al., 2016; Rodriguez et al., 2006). Le cadre des « bouquets de services » mobilisé dans cette ESCo permet de considérer la coexistence d'effets positifs et négatifs de l'élevage à un instant donné sur un territoire donné (Raudsepp-Hearne et al., 2010). Ce cadre permet de considérer un territoire en prenant en compte que les services sont en interrelation et que sa gestion ne permet pas d'atteindre des hauts niveaux de services dans tous les domaines. L'inventaire des couplages possibles au sein du système socio-écologique permet d'identifier le panier de biens et le bouquet de services qu'il est possible d'atteindre au niveau des exploitations et des territoires considérés ; cette approche fait émerger l'importance d'une approche socio-technico-écologique (Lescouret et al., 2015).

¹ Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/L-evaluation-francaise-des,47271.html>

Ainsi, dans ce chapitre, nous capitalisons sur les analyses présentées dans les chapitres précédents pour proposer des leviers d'action permettant d'améliorer les bouquets de services rendus par l'élevage. Nous discutons des principales voies d'amélioration pour les exploitations d'élevage, les filières et les territoires, sous l'angle des complémentarités entre exploitations, des compromis entre services. Nous synthétiserons tout d'abord des travaux de cartographies de services, principalement écosystémiques, en France et en Europe pour mettre en lumière des antagonismes et synergies entre services communément retrouvés dans la littérature. Nous reviendrons ensuite sur les bouquets de services fournis par l'élevage dans les trois types de territoires du chapitre 6 mettant en jeu des compromis différents : les territoires à haute densité animale, les territoires herbagers, analysés ici dans leur diversité, et les territoires de cohabitation entre cultures et élevage. Nous appréhenderons ainsi la situation actuelle (*ce qui est*), comme support pour proposer des leviers d'action tant techniques qu'organisationnels pour équilibrer les bouquets de services fournis par l'élevage et ainsi améliorer sa durabilité (*ce qui pourrait être*). Du fait de l'importance de considérer les voies de progrès à différentes échelles, nous envisagerons pour chacun des trois types de territoires, des leviers d'actions seront au niveau des exploitations d'élevage puis au niveau du territoire, en considérant l'intérêt de la coexistence de systèmes d'élevage complémentaires pour favoriser la modernisation écologique des systèmes et des territoires d'élevage. La dernière section de ce chapitre traitera de scénarios prospectifs à l'échelle nationale, européenne ou globale. L'intérêt de ces scénarios est d'explorer de possibles futurs pour l'élevage, en réponse au changement climatique et aux grandes évolutions des modes de production et de consommation en lien avec les attentes sociétales, et de dresser un panorama des options disponibles pour le choix politique.

7.1. Mise en lumière des principaux antagonismes et synergies entre services rendus par l'élevage

Différentes initiatives visant à caractériser et à cartographier les services et les relations entre services ont récemment vu le jour à travers l'Europe (principalement depuis 2010). Ces travaux portent principalement sur les services écosystémiques au sens strict. Certains auteurs considèrent aussi des agroécosystèmes comme fournisseurs de services écosystémiques (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010), mais le plus souvent pas explicitement. En particulier, le service de production animale est souvent considéré comme un service écosystémique alors qu'il est souvent en grande partie basé sur des intrants extérieurs à l'agroécosystème considéré (Duru and Therond, 2015). Ainsi, dans certaines études, le service de production est quantifié par la densité animale d'animaux d'élevage conduits hors bâtiments (Jopke *et al.*, 2015), ce qui est très loin du réel service de production prenant en compte l'utilisation d'intrants comme défini dans cette expertise. Seule l'étude de Ryschawy *et al.* définit les services rendus par l'élevage dans un sens large, considérant à la fois les services écosystémiques et la part des services liés à l'utilisation d'intrants (Ryschawy *et al.*, 2015). Malgré les implicites sur l'usage du concept de service au sens large ou service écosystémique appliqué aux agroécosystèmes, nous mobiliserons dans cette partie les travaux de cartographie sur les services écosystémiques qui apportent à la réflexion plus générale sur les services et impacts rendus par l'élevage, que nous menons dans le cadre de cette expertise rendus par l'élevage. Quantifier les services fournis par les écosystèmes et les agroécosystèmes (dont les systèmes d'élevage) est un moyen de reconnaître les services fournis par certaines formes d'élevage à la société (la séquestration du carbone, l'entretien du paysage, etc.) et de mieux les rémunérer, ce qui aura pour conséquence d'accroître la compétitivité de certaines filières. Localiser les services est aussi un moyen de considérer la production conjointe de services créant des antagonismes ou des synergies (Encadré 2) et de cibler l'action publique avec des politiques d'aménagement ciblées. Les cartographies de services, et plus souvent de services écosystémiques, ont été réalisées à des échelles allant de la petite région agricole jusqu'au pays ou à l'Europe entière. Elles représentent l'état actuel de la situation à un grain d'analyse large qui traduit les impacts du « système dominant », mais masque la diversité des systèmes d'élevage, les systèmes alternatifs existant le plus souvent à l'état de niches (Chapitre 2).

De plus, les études traitant des bouquets de services, à l'instar de Raudsepp-Hearne (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010), restent minoritaires en comparaison de celles où seuls un ou deux services sont étudiés (Seppelt *et al.*, 2011 ; Tancoigne *et al.*, 2014). Les effets négatifs de l'élevage sur l'environnement ont été largement médiatisés depuis le rapport de la FAO « Livestock's Long Shadow » (FAO *et al.*, 2006). Ces analyses sont

majoritairement quantitatives et ont tendance à négliger les services liés à la vitalité territoriale et les services culturels, même si leur importance est parfois soulignée (Barnaud and Antona, 2014 ; Beudou *et al.*, 2016 ; Chan *et al.*, 2012). Les effets sociaux de l'élevage en terme de vitalité territoriale (création d'emploi dans les exploitations, le conseil et les filières, maintien d'un tissu rural) et culturels sont pourtant essentiels pour la transition agrécologique des systèmes et des territoires d'élevage, tant ceux qui concernent les éleveurs (attractivité du métier, qualité de vie, etc.), que les consommateurs (consentement à payer, satisfaction des besoins socio-culturels, des exigences éthiques, etc.). C'est pourtant l'ensemble de ces effets qui doit être mis en balance pour favoriser la transition vers des systèmes d'élevage et des territoires agroécologiques (chapitre 6).

L'approche par compromis implique en particulier de regarder à la fois la concomitance spatiale entre services (par exemple entretien des paysages et loisirs pédestres), leurs interactions (production et biodiversité), les facteurs de changement liés à la gestion des systèmes et des territoires ou à des facteurs exogènes (chocs du marché, changement climatique...) et leur réversibilité. Dans le cas fréquent où l'augmentation d'un service est contrebalancée par la diminution d'un autre service, le compromis qui en résulte est jugé différemment selon les acteurs (Sagoff, 2011). Des solutions convergentes ont plus de chances d'apparaître lorsqu'elles sont le résultat d'une négociation collective, par rapport à une situation où seuls les intérêts individuels et les rapports de force primeraient (Berthet *et al.*, 2012 ; Groot *et al.*, 2010 ; Howe *et al.*, 2014). Daw *et al.* identifient cependant des compromis « tabous » lorsque des valeurs moralement incommensurables, par exemple la biodiversité ou les valeurs culturelles entrent en jeu (Daw *et al.*, 2015). Au niveau politique, les compromis dans la gestion de la fourniture de services (séquestration du carbone, qualité de l'eau et de l'air, paysages) peuvent être facilités en utilisant des subventions et des réglementations. Celles-ci seront décrites et discutées dans le chapitre 8. Malgré ces limites méthodologiques, les travaux de cartographies présentés ci-après permettent néanmoins de mettre en lumière des antagonismes et synergies retrouvés communément au niveau des territoires européens.

Encadré 2: Définition des termes antagonismes, synergies et compromis entre services dans l'ESCo

Dans la littérature internationale, l'usage des termes synergies et antagonismes renvoie à deux grands ensembles de travaux : i) ceux où les relations entre services, principalement écosystémiques, sont analysées sous l'angle biophysique (on traite alors d'antagonismes ou des synergies), et ii) ceux où les services sont abordés sous l'angle des préférences des acteurs (on traite alors de compromis et d'arbitrages).

Dans cette expertise collective, lorsque la fourniture d'un service est pénalisée par celle d'un autre service, nous parlerons d'antagonisme. Dans le cas inverse, lorsque la fourniture d'un service est favorisée par celle d'un autre service, nous parlerons de synergie. Nous parlerons ainsi d'antagonismes ou de synergies entre services pour traiter des cas suivants : i) les interactions écologiques et/ou biophysiques entre services (Kremen and Miles, 2012 ; Vihervaara et al., 2010) ; ii) la variabilité temporelle dans la fourniture d'un service (Koch et al., 2009) et iii) la concomitance spatiale de différents services (Hamann et al., 2015 ; Ryschawy et al., 2015).

La littérature internationale traite aussi de compromis ou arbitrages entre services en abordant soit le décalage entre la fourniture d'un service et la demande (Kroll et al., 2012), soit les compromis qui s'exercent entre différents bénéficiaires (Geijzenborffer et al., 2016; Howe et al., 2014). Nous parlerons alors de compromis, vus sous l'angle des négociations sociales et des délibérations politiques à la recherche d'un bien commun territorialisé. Les changements de pratiques d'élevages, d'organisation des filières animales, de politiques territoriales et d'habitudes alimentaires et d'attentes sociétales des consommateurs et citoyens sont des facteurs de modulation des synergies et antagonismes qui conduisent à rechercher des compromis. Nous ne différencierons en revanche pas les termes compromis et arbitrages (contrairement à Efese² pour les services écosystémiques). La recherche de compromis couvre les arbitrages dans lesquels deux parties (ou plus) font des concessions mutuelles dans le but de parvenir à une décision concertée et à un accord. Dans le cas où il y a des intérêts divergents entre les acteurs du territoire, des compromis doivent être arbitrés entre ces acteurs pour gérer les bouquets de services.

7.1.1. Les cartographies montrent un antagonisme récurrent entre services de production et services de régulation de l'environnement et culturels

Les antagonismes les plus fréquemment évoqués opposent la production de biens agricoles à la régulation de l'environnement ou à la préservation de la biodiversité, et ceci à différentes échelles allant de l'exploitation jusqu'aux échelles globales (Foley *et al.*, 2005 ; Maes *et al.*, 2012b ; Petz *et al.*, 2014; Turner *et al.*, 2014). Les cartographies réalisées dans différents territoires européens confirment un antagonisme récurrent entre les services de production d'une part, et les services de régulation et culturels d'autre part. A des échelles nationales, régionales ou départementales, on met en évidence des compromis entre le service de production (souvent considéré comme un service écosystémique) et de nombreux services écosystémiques. L'analyse des bouquets de services à l'échelle des départements français révèle un antagonisme entre le service de production d'une part, et le maintien de services environnementaux et culturels d'autre part (Ryschawy *et al.*, 2016a). Ces constats ont été illustrés dans l'expertise collective au travers de certains des exemples que nous avons développés dans le chapitre 6 (Allemagne et Catalogne pour le premier type de bouquets, Irlande pour le deuxième, Alpes Suisses pour le troisième, Pologne pour le quatrième), ou dans la littérature scientifique (Kirchner *et al.*, 2015; Turner *et al.*, 2014). Ainsi, le niveau de production agricole est-il négativement corrélé au service de régulation du climat, avec comme indicateur le stockage du C dans le

² Efese (Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques) utilise les termes arbitrage et compromis comme traduction de trade-off : arbitrage est lié à la fourniture de plusieurs services écosystémiques (offre) et compromis à une négociation sociale (demande).

sol, dans une zone de polyculture-élevage du nord de la Belgique (Van der Biest *et al.*, 2014) et dans le delta du Guadalquivir au sud de l'Espagne (Palomo *et al.*, 2014). L'étude belge montre par ailleurs que le service de régulation du climat est très variable lorsque le service de production agricole est faible, alors qu'il est systématiquement faible là où la production agricole est élevée (Van der Biest *et al.*, 2014) Figure 7.1). La part de l'élevage à la production agricole n'étant pas indiquée dans ces territoires, il est impossible de distinguer la contribution propre des systèmes d'élevage à ces arbitrages.

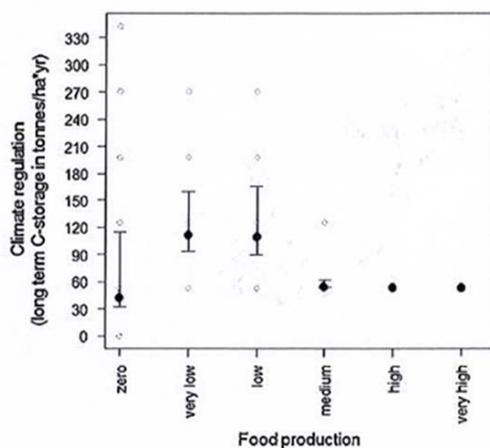


Figure 7.1. Compromis entre le service de production (food production) et le service de régulation du climat dont le proxy est la capacité de stockage du Carbone des sols, dans une zone de polyculture-élevage du nord de la Belgique (Van der Biest *et al.*, 2014).

La figure révèle la non-linéarité de la relation, et la plus forte variabilité du service de régulation dans les zones où le service de production est faible à inexistant.

A l'échelle de l'Europe entière, Maes *et al.* ont produit une carte avec une maille de 10 km de côtés de la biodiversité et des principaux services écosystémiques (Maes *et al.*, 2012a). Cette étude reflète les services écosystémiques et les impacts tels qu'ils sont actuellement, et n'a pas envisagé le développement massif de systèmes alternatifs dans les territoires. Elle confirme la corrélation négative entre services d'approvisionnement d'une part, et services de régulation et culturels d'autres part. Dans cette étude, la biodiversité était appréciée par trois variables : la part de richesse spécifique globale terrestre qui subsiste dans le milieu relativement au même milieu non impacté par l'homme (Alkemade *et al.*, 2009), la part des zones Natura 2000 dans le territoire et un indice de diversité des arbres (Köble and Seufert, 2001). Accroître le niveau de biodiversité augmente la fourniture de services écosystémiques jusqu'à un certain seuil, au-delà duquel le nombre de services écosystémiques reste stable (Maes *et al.*, 2012a) ; en d'autres termes le nombre de services écosystémiques qui ne sont plus fournis est équivalent à l'apparition de nouveaux services écosystémiques. Les plus hauts niveaux de biodiversité sont négativement corrélés avec l'intensité des cultures, et à un niveau moindre la densité d'animaux d'élevage, mais il existe des possibilités de synergies parmi lesquelles les auteurs citent celles fondées sur la diversification des rotations et la préservation des infrastructures paysagères. A l'instar de ces études, Jopke *et al.* montrent, à l'échelle de NUTS3 des différents pays européens, que le service de production animale n'est pas significativement corrélé avec les autres services écosystémiques (Jopke *et al.*, 2015). Ces résultats contradictoires avec les autres études peuvent être expliqués par la densité animale est retenue comme indicateur pour évaluer le service de production animale, alors que d'autres études ont quantifié les niveaux de production attendus par différents types d'animaux, au-delà d'un service écosystémique théorique basé sur l'utilisation du sol (la production porcine pour Raudsepp-Hearne *et al.* (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010) ; la production d'œufs, de lait, de viande porcine, de volailles et bovine pour Ryschawy *et al.* (Ryschawy *et al.*, 2016a). De plus, Jopke *et al.* ont exclu les animaux élevés en bâtiments, dont l'alimentation n'était pas liée au sol (Jopke *et al.*, 2015). Les résultats de cette évaluation renvoient à des questions méthodologiques portant sur le choix de indicateurs de services écosystémiques et le niveau d'analyse retenu (Encadré 3 ; Chapitre 3). En particulier, aucune corrélation n'a pu être mise en évidence entre les densités animales et l'unique service culturel testé, l'usage récréatif de l'espace. Dans cette étude, l'originalité de la méthode employée (méthode des enveloppes ou « bagplots » - Fig. 7.2) permet néanmoins d'identifier certaines asymétries dans la distribution des corrélations entre services écosystémiques dans les différents départements.

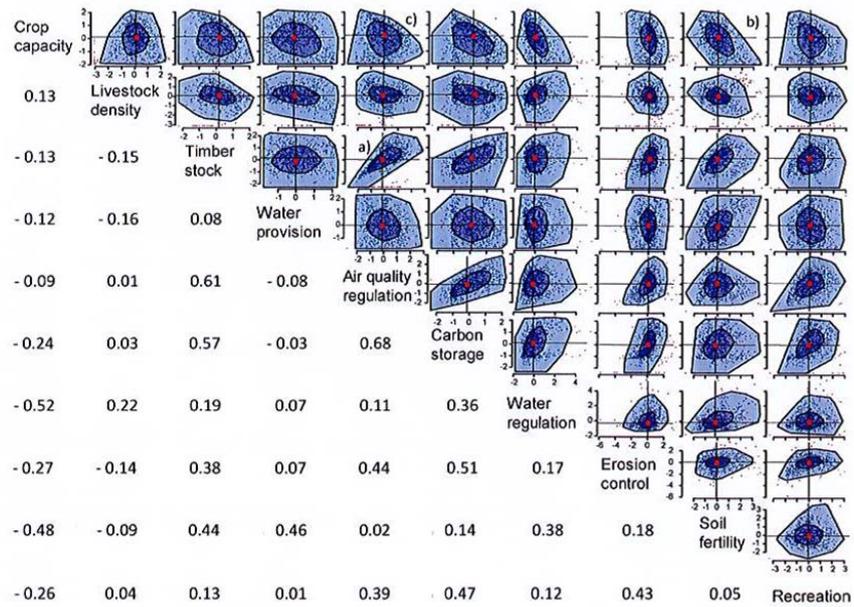


Figure 7.2. Données (médiane en rouge, 50% des données dans l'enveloppe bleu marine, l'enveloppe bleu ciel est une homothétie de rapport 3 de la précédente) et coefficients de corrélation des paires de services écosystémiques à l'échelle NUTS3 pour les pays membres de l'UE (Jopke et al., 2015).

Encadré 3: Limites méthodologiques à l'utilisation de cartographies de services pour mettre en lumière des synergies ou antagonismes entre services

Malgré l'intérêt des résultats issus des travaux de cartographies de services, trois limites doivent être rappelées et font écho aux précautions à prendre dans l'interprétation des évaluations de l'élevage présentées dans le chapitre 3. La première limite concerne le type d'indicateurs retenus pour évaluer les services. Dans de nombreuses études, le choix des indicateurs et l'échelle d'analyse est conditionné par la disponibilité d'indicateurs quantitatifs sur des bases de données nationales et européennes (Jopke et al., 2015 ; Raudsepp-Hearne et al., 2010 ; Ryschawy et al., 2016a) ou sur la possibilité de simuler les indicateurs par modélisation. Dans ce cas, le poids qu'ont les lois de réponse incluses dans les modèles sur les prédictions que ceux-ci permettent de réaliser. A titre d'exemple, Petz et al. (Petz et al., 2014) ont utilisé une relation linéaire négative issue du modèle GLOBIO3 (Alkemade et al., 2009) qui traduit que moins d'espèces animales et végétales sont présentes dans les environnements qui subissent une forte pression de pâturage. Même si cette relation est vraie dans sa globalité, elle influence fortement les sorties du modèle qui indiquent que l'intensification des parcours se traduit partout dans le monde par une érosion de leur biodiversité. Des analyses à des échelles larges (nationale, régionale, départementale) peuvent gommer la diversité de systèmes de production existants sur les territoires considérés. Une analyse à une résolution plus fine permettrait de capter l'hétérogénéité intra-maille (Teillard et al., 2012) en considérant la coexistence de différents types de bouquets de services liés à une diversité de systèmes d'élevage dans les territoires considérés.

La seconde limite repose sur le fait que la spatialisation des bouquets de services correspond souvent à une simple projection des types majoritaires sur une carte. La concomitance spatiale de différents services écosystémiques est généralement considérée comme une potentielle relation de cause à effet (Hamann et al., 2015 ; Ryschawy et al., 2015), alors qu'elle ne repose souvent que sur de simples corrélations entre les indicateurs retenus pour évaluer les services considérés (chapitre 3). Ces supposées interrelations entre services ne sont cependant pas nécessairement à analyser comme des liens de cause à effets, à moins que les relations directes entre services n'aient été explicitées ou les leviers déterminant plusieurs services précisés (Bennett et al., 2009). Dans la plupart des cas, les bouquets de services sont « simplement » projetés spatialement alors que seules des analyses d'autocorrélations spatiales permettraient d'interpréter le lien effectif entre services et leur spatialisation (Allaire et al., 2014) dans le cadre de l'Agriculture biologique).

La troisième limite réside dans le fait que les cartes permettent une représentation statique des services écosystémiques, alors que le changement climatique, les perturbations de réseaux trophiques ou les rétroactions dans les écosystèmes peuvent conduire à des points de basculements qui entraînent une dégradation des écosystèmes (Howe et al., 2014). Le pas de temps des processus écologique reste cependant lent, alors que les fluctuations du marché ont des effets plus immédiats (Tallis et al., 2008). Le fait que les processus écologiques et économiques s'inscrivent dans des pas de temps différents représente une difficulté supplémentaire pour étudier les compromis qu'il s'agit de ne pas négliger. De plus, la forme des relations entre les densités animales et la fourniture de services écosystémiques n'est pas toujours linéaire (Jopke et al., 2015 ; 2015; Van der Biest et al., 2014), ce qui laisse supposer l'existence d'effets de seuil et de leviers dépendant des échelles d'analyse pour concilier la performance productive et environnementale des territoires.

7.1.2. Les cartographies de services illustrent la coexistence de différents types de territoires d'élevage

L'étude sur les services rendus par l'élevage réalisée par Ryschawy et al. a permis de proposer une typologie de bouquets de services rendus par l'élevage dans les départements français (NUTS3) (Ryschawy *et al.*, 2015). Cette analyse illustre la coexistence des deux types de stratégie à l'échelle du territoire français avec une ségrégation spatiale entre les territoires à haute densité animale très productifs, principaux fournisseurs de produits animaux et d'emplois, et des espaces plus multifonctionnels dominés par les systèmes herbagers

et dans lesquels peu d'espaces sont entièrement exempts d'activités agricoles et sylvicoles (certaines réserves naturelles et le cœur des parcs nationaux). Le maintien d'espaces naturels (ou tout du moins d'espaces perçus comme tels) est ainsi en grande partie confié aux systèmes herbagers des zones de montagne, méditerranéennes ou qui valorisent les zones humides (Chapitre 6.1 et 6.6). Les zones péri-urbaines fournissent aussi des bouquets de services plus équilibrés et sont le support d'un important patrimoine culturel, mais avec des niveaux de production et de vitalité rurale moindres (Turner *et al.*, 2014; van Oudenhoven *et al.*, 2012).

Des travaux de cartographie de services écosystémiques considérant la production agricole ont aussi été réalisés à l'échelle nationale au Royaume-Uni (Dick *et al.*, 2011), au Danemark (Turner *et al.*, 2014) et en Autriche (Kirchner *et al.*, 2015). Dans ces différents pays, on retrouve une distinction entre des territoires multifonctionnels et des territoires fortement orientés vers la production agricole. Ainsi, au Danemark, la localisation des productions animales et des grandes cultures est très corrélée (Fig. 7.3; (Turner *et al.*, 2014) sans que l'on puisse distinguer la part relative des vaches laitières et des porcs. Une telle concentration s'explique par le besoin de terres pour épandre les déjections animales afin que les éleveurs satisfassent aux obligations de la directive européenne « nitrates ». A l'échelle du territoire national, l'étude met en évidence une spécialisation des territoires autour de l'agriculture d'une part, de la forêt d'autre part (avec un bouquet de services écosystémiques dans lequel prévaut la séquestration du C et la chasse ; Fig. 7.3), mais aussi l'existence de territoires dont les usages sont plus partagés (au Nord et à l'Est par exemple). La même distinction peut être faite au Royaume-Uni (Dick *et al.*, 2011). Au Danemark, les espaces péri-urbains offrent un bouquet de services écosystémiques équilibré. Ils ont un rôle dans la fourniture de services culturels avec des zones importantes réservées pour la biodiversité et le patrimoine bâti, ce qui leur permet d'être très attractifs pour les loisirs. De même, la cartographie des services écosystémiques réalisée dans une zone péri-urbaine des Pays-Bas illustre son importance pour la production laitière, l'usage récréatif, et la captation des particules atmosphérique (van Oudenhoven *et al.*, 2012).

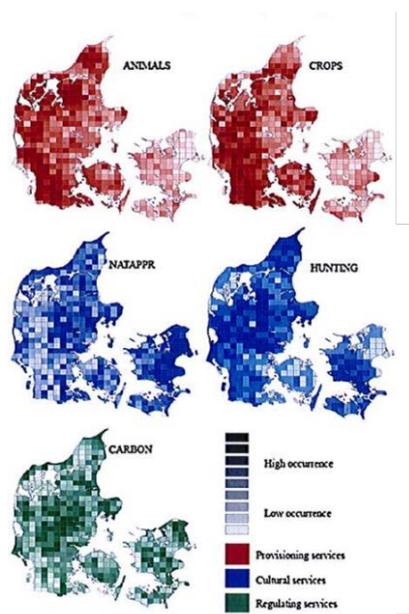


Figure 7.3. Distribution spatiale de services de productions (productions animales et grandes cultures) et de services culturels (NATAPPR = naturalité, et usage pour la chasse) ou de régulation (du climat via la séquestration du Carbone) au Danemark (Turner *et al.*, 2014).

La figure révèle la co-localisation des services de production (à l'ouest), des territoires de forêt où les services culturels et de régulation ont une importance majeure (au centre), mais aussi des territoires dont les usages sont plus partagés (au nord et à l'est).

En Autriche, on retrouve la ségrégation spatiale entre les zones dédiées à la production (dans l'étude de (Kirchner *et al.*, 2015), grandes cultures, fourrages et biomasse énergétique sont combinées) et la préservation de la biodiversité (ici apprécié par un indicateur de richesse floristique). Les variables mesurées permettent de nettement distinguer les zones qui contribuent au produit national brut, à l'emploi et à la fourniture de revenus agricoles et celles propices à la préservation de la biodiversité (Kirchner *et al.*, 2015). Ces dernières sont aussi caractérisées par un fort indice de naturalité et contribuent à la régulation du climat. Ceci s'explique par le fait que certaines pratiques, telles que la baisse de la fertilisation minérale, ont à la fois un effet positif sur la réduction

des émissions de GES et la biodiversité. La marge brute des exploitations y est plus élevée car les agriculteurs perçoivent des subventions lorsqu'ils mettent en œuvre des mesures agri-environnementales.

La ségrégation spatiale entre différents types de territoires d'élevage traduit aussi la diversité des contextes pédoclimatiques. Elle renvoie aussi aux débats sur la conservation de la biodiversité connus sous le nom de « land-sharing » vs « land-sparing » (Green *et al.*, 2005). Ce cadre d'analyse distingue les stratégies spatiales d'allocation d'usages agricoles selon deux grands types : le « land-sparing » prône l'intensification de la production sur une fraction du territoire afin de préserver ailleurs des espaces « naturels », libres de toute activité agricole. Le « land-sharing » prône au contraire une agriculture plus favorable à la biodiversité, moins productive par unité de surface et occupant une plus grande part du territoire. Les auteurs conditionnent le choix d'une stratégie de gestion à la forme de la relation reliant biodiversité et production agricole. Ces travaux ont été grandement débattus, notamment parce qu'ils négligent les interactions productives et écologiques entre les différents usages (Vandermeer and Perfecto, 2007). Ce cadre d'analyse demeure néanmoins pertinent aux échelles les plus larges parce qu'il pose les questions « d'où produire et à quel coût environnemental ? ». Localiser les services fournis par les écosystèmes (dont les agroécosystèmes) est ainsi un moyen de cibler l'action publique et de l'adapter aux situations locales pour proposer des politiques d'aménagement ciblées.

7.1.3. Principaux enseignements

La plupart des cartographies de synergies et antagonismes entre services se basent sur des indicateurs disponibles, qui ne sont pas toujours les plus appropriés compte-tenu d'une large utilisation du concept de service écosystémique et de la faible disponibilité de données pertinentes pour les quantifier. De nombreuses études emploient le terme services écosystémiques alors qu'elles considèrent parfois la production agricole qui est en partie basée sur des services écosystémiques et en partie sur des intrants. Dans le cadre de cette expertise, nous parlons plus largement de services pour considérer le service de production en partie basée sur des intrants mais aussi des services comme la vitalité rurale. De manière générale, la quantification d'indicateurs de services conduit à une faible prise en compte des services culturels et de vitalité territoriale qui sont pourtant essentiels à l'analyse de bouquets de services rendus par l'élevage. Malgré ces limites méthodologiques, les cartographies de services écosystémiques réalisées dans différents pays européens et à l'échelle de l'Europe montrent un antagonisme récurrent entre les services de production d'une part, et les services de régulation et culturels d'autre part.

Les cartographies de services mettent aussi clairement en évidence des zones principalement dédiées à la production, alors que d'autres territoires utilisés de manière plus extensive sont caractérisés par de plus hauts niveaux de biodiversité et ont un rôle majeur dans la séquestration du carbone (Dick *et al.*, 2011 ; Kirchner *et al.*, 2015 ; Maes *et al.*, 2012a ; Ryschawy *et al.*, 2015 ; Turner *et al.*, 2014). Les zones péri-urbaines (Turner *et al.*, 2014 ; van Oudenhoven *et al.*, 2012) et les zones herbagères (Ryschawy *et al.*, 2015) fournissent des bouquets de services plus équilibrés et sont le support d'un important patrimoine culturel, mais avec des niveaux de production et de vitalité rurale moindres. Au vu de ces résultats, il apparaît que les principaux territoires d'élevages gèrent différemment les compromis entre leur fonction productive et les principaux processus écologiques. Ainsi, les leviers d'action pour une modernisation des systèmes d'élevage doivent considérer ces différents types de territoires.

7.2. Bouquets de services et compromis dans les grands types de territoires d'élevage

L'analyse des territoires d'élevage dans le chapitre 6 a révélé que l'élevage avait des effets positifs (services) et négatifs (impacts) dans chacun d'entre eux, mais que l'équilibre des bouquets de services était très variable selon le territoire considéré. Néanmoins, les analyses globales à l'échelle de l'Europe, d'un pays ou d'un type de territoires représentent les services et impacts des systèmes majoritaires ou dominants dans chaque territoire. Au-delà de ces systèmes dominants, il existe une diversité de formes d'élevage dans les territoires, dont la coexistence offre de nouveaux leviers techniques et organisationnels pour équilibrer les bouquets de services.

Certains antagonismes qui semblent inconciliables à une échelle globale pourraient donc être solutionnés localement par le développement de ces systèmes innovants, qui ne sont souvent qu'au stade de niches. Aussi, prendre en compte l'organisation spatiale des territoires offre davantage de leviers d'action (par exemple pour préserver la biodiversité sans affecter le service de production, cf. chapitre 4.5) qu'aux échelles de la parcelle ou de l'exploitation, d'où notre choix d'aborder la question des synergies et des compromis à ces différentes échelles. Nous avons structuré cette partie autour des trois principaux types de territoires d'élevage qui illustrent la diversité des formes de compromis entre services mise en évidence au niveau européen: les territoires « à haute densité animale », les territoires « herbagers » et les territoires « de cohabitation entre cultures et élevage » (Chap. 6 – Fig. 7.4). Pour chacun de ces territoires, nous présenterons la situation actuelle en termes de bouquets de services puis nous proposerons des leviers d'action techniques et organisationnels au niveau des exploitations puis, dans un second temps, au niveau des territoires. Ces leviers d'action s'inscrivent dans les deux voies de modernisation écologiques présentées dans le chapitre 2. La première voie se base sur une recherche d'efficience ou une substitution dans laquelle on cherche à accroître l'efficience d'utilisation des intrants, tandis que la seconde favorise l'augmentation de la fourniture de services écosystémiques comme support de la production (Encadré 4).

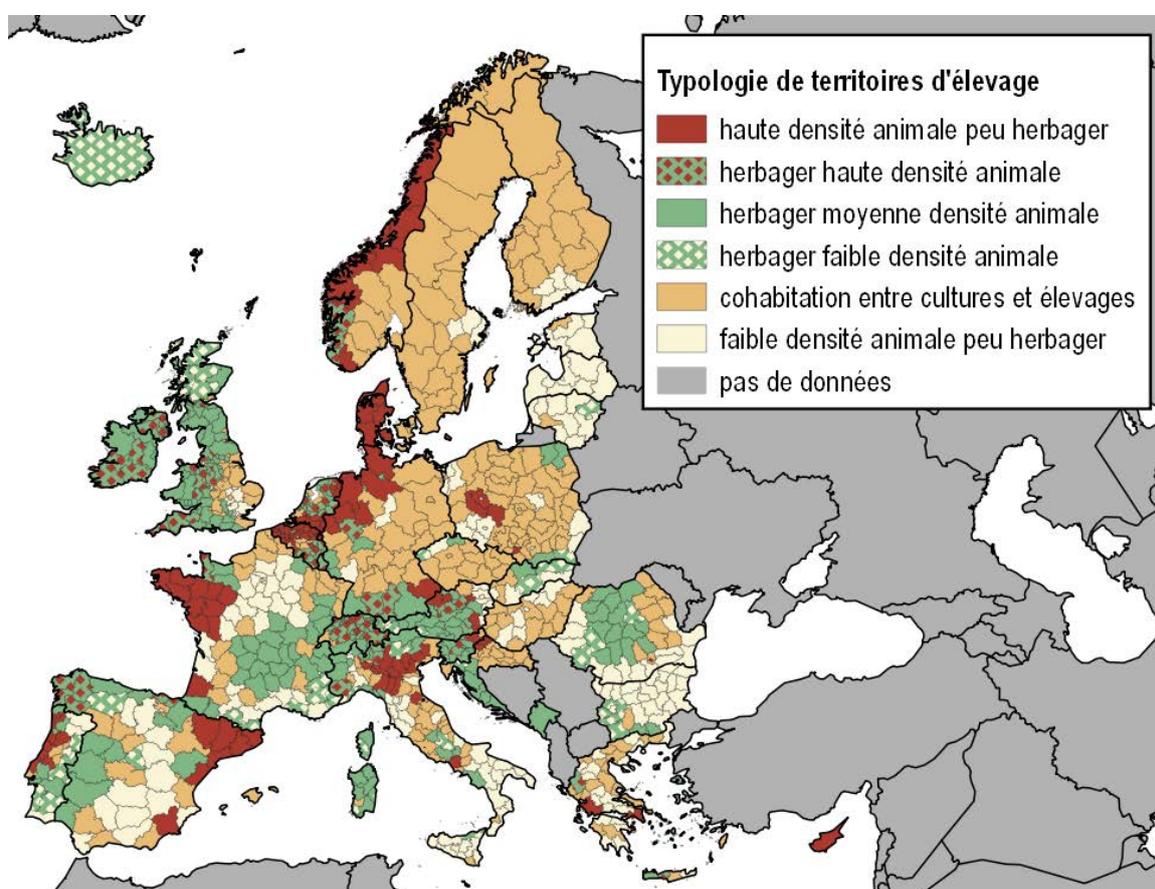


Figure 7.4. Carte des typologies de territoires d'élevage - Source : INRA-DEPE d'après Eurostat (2010) – Les territoires « à haute densité animale » correspondent à une forte expression des services d'approvisionnement et de vitalité et à une moindre expression de services contribuant à la qualité environnementale. Les territoires « herbagers » correspondent à une forte expression des services de qualité environnementale associés à un faible niveau de services de production et de vitalité et se déclinent en trois sous-types selon le niveau de densité animale (faible, moyenne, haute). Les territoires de cohabitation entre cultures et élevage correspondent à la production de services de qualité environnementale et de patrimoine. Le type 4 correspond à des niveaux de services moindres que dans les autres types. Une large variabilité entre les bouquets de services des différents types a été mise en évidence.

Encadré 4 : Deux principales voies de modernisation écologiques des systèmes d'élevage

Deux voies de modernisation écologique des systèmes d'élevage (Duru *et al.*, 2015) ont été présentées dans le chapitre 2. La première voie se fonde sur une recherche d'efficacité ou de substitution dans laquelle on cherche à accroître l'efficacité d'utilisation des intrants, ou à remplacer des intrants de synthèse par des intrants d'origine biologique potentiellement moins nocifs. Elle va de pair avec un agrandissement des exploitations pour maintenir la compétitivité coût, dans le prolongement d'une logique de recherche de productivité et d'économie d'échelle. Elle assure des niveaux de production élevés, offre des opportunités de valorisation des sous-produits de l'élevage telle que la méthanisation, mais se heurte à un rejet d'une partie de la société lorsque le bien-être animal et la traçabilité des produits ne sont plus assurés. Au niveau environnemental, cette voie met en avant le fait qu'intensifier la production réduit les niveaux d'émissions de gaz à effet de serre et d'ammoniac par kg de produit (de Vries and De Boer, 2010).

La seconde voie mise sur l'augmentation de la fourniture de services écosystémiques utilisés comme support de la production. La préservation de la biodiversité et de l'intégrité des systèmes écologiques (sol, eau, air) remplacent alors plus ou moins complètement les intrants de synthèse (Duru *et al.*, 2015; Kremen and Miles, 2012 ; Power, 2010 ; Swinton *et al.*, 2007 ; Zhang *et al.*, 2007) et permettent ainsi de produire du lait ou de la viande grâce au fonctionnement des agroécosystèmes. Les systèmes d'élevage herbagers et pastoraux en sont des exemples emblématiques (Chapitres 4.5, 5.6 et 6.6), qui remettent la dynamique de la ressource fourragère et sa diversité au cœur de la gestion. Cette voie s'écarte de l'agriculture conventionnelle par son objectif de valoriser différentes formes de diversité. Elle repositionne l'agriculture au cœur des systèmes agroalimentaires locaux en favorisant la territorialisation de services écologiques, économiques et sociaux. Ces deux voies coexistent parfois entre ateliers d'une même exploitation, par exemple un élevage extensif de bovins allaitants qui valorise des prairies permanentes avec une stratégie de réduction des intrants et de différenciation des produits, associé à un atelier intensif de volailles pour compléter le revenu (cf. cas d'étude Bretagne). Cependant, seule la seconde voie s'ancre dans le changement de paradigme des services écosystémiques, et cherche à amplifier/valoriser les régulations biologiques qui sous-tendent le fonctionnement du système.

7.2.1. Bouquets de services et compromis dans les territoires « à haute densité animale » basés sur une utilisation importante des intrants de synthèse

7.2.1.1. La situation actuelle : des bouquets de services favorisant la production et la vitalité dans les territoires « à haute densité animale »

Les systèmes à hautes densités animales de par leur efficacité permettent de proposer aux consommateurs des produits à des prix très compétitifs mais sont simultanément pointés du doigt en raison des pollutions qu'ils engendrent et de leur atteinte au bien-être animal. Ils se sont développés suite à la Seconde Guerre mondiale pour répondre à la nécessité d'augmenter la production agricole afin de nourrir la population. Ils se sont donc construits dans une logique de maximisation des quantités produites par unité de surface et par animal. Ce faisant ils se sont généralement spécialisés ce qui accroît la dépendance à des ressources extérieures. La spécialisation a en effet réduit le nombre et l'importance des régulations biologiques, et conduit à utiliser un surcroît d'intrants de synthèse pour produire les ressources alimentaires. Dans ces systèmes, la recherche de compromis est devenue obligatoire pour limiter les impacts environnementaux de l'élevage. Ce type de systèmes correspond notamment au cas-type 6.3, décliné dans cette expertise autour de la Bretagne, de l'Allemagne et de la Catalogne (Chapitre 6). Plus généralement, il englobe la majorité des systèmes d'élevage de monogastriques, les systèmes utilisant en priorité des céréales ou l'ensilage de maïs pour alimenter les vaches laitières ou engraisser de jeunes bovins, et de manière plus marginale les systèmes caprins de l'ouest de la France. Il est schématisé Figure 7.5 par la grange qualifiée de type de territoire « à haute densité animale ».

La principale caractéristique de ces systèmes est leur niveau de production élevé par unité de surface, à des coûts relativement bas parce que dilués par les importants volumes mis sur le marché. Ces systèmes réalisent de faibles marges par unité de produit mais réalisent leur chiffre d'affaire grâce au volume des productions. Ainsi, de faibles variations des prix induisent-elles des à-coups très violents de par les volumes concernés. Ces systèmes sont donc très dépendants de la conjoncture économique (cours mondiaux des intrants et des produits) sur laquelle ils n'ont pas de prise. Au-delà de la faible maîtrise des prix de mise sur le marché, les éleveurs ont une faible capacité de négociation liée à des asymétries de pouvoir avec le reste de la filière. Les exploitations d'élevage spécialisées concentrent leur activité sur quelques étapes du cycle de production, ainsi la production

d'aliments ne se fait-elle que partiellement, voire pas du tout, sur l'exploitation, ni dans la même région. La spécialisation entraîne un recours important à des moyens de production extérieurs : des intrants pour l'alimentation animale dont des concentrés, en particulier protéiques ; des équipements et aménagement de bâtiments pour mises aux normes et amélioration des conditions de travail et du suivi technique... La forte productivité du travail dans les exploitations se traduit par un relativement faible coût de la main d'œuvre ramené à l'unité de production, ce qui accroît la production agricole totale et l'excédent brut d'exploitation par UTA. Ces systèmes d'élevage sont à la base de nombreux emplois dans les filières auxquelles ils sont associés ; ils nécessitent une forte capitalisation et sont très dépendants de l'amont et de l'aval. Le cas particulier de la Bretagne peut être souligné puisqu'on y observe une co-localisation de plusieurs filières à haute densité (porcs, volailles, bovins laitiers en particulier – cf. chapitre 1.6.), réalisant chacune des économies d'agglomération ; cette co-localisation induisant un nombre d'emplois très importants localement dans les exploitations et les filières mais renforçant aussi les impacts négatifs de l'élevage sur l'environnement local du fait de la présence de plusieurs filières localement, et donc une concentration très forte d'animaux (Chapitre 5.3.).

La concentration des élevages a un impact important sur l'environnement, du fait entre autres des excédents d'azote qui polluent les eaux de surface et des nappes souterraines. Ces impacts sont plus marqués dans les milieux sensibles en raison d'un déséquilibre entre les densités animales et la capacité de régulation du milieu (cf. algues vertes dans la baie de la Lieue de Grève). Les risques augmentent avec les niveaux de densités animales, mais aussi avec la spécialisation des systèmes et la perte du lien au sol qui réduisent les interactions biotiques permettant de les atténuer. La mise en place de la directive nitrates, et plus récemment de la déclaration des plans de fertilisation prévisionnels dans les zones à haute densité animale, limitent les risques de pollution et favorisent une bonne valorisation de l'azote et du phosphore des fertilisants organiques. Les systèmes à hautes densités animales utilisent beaucoup d'intrants de synthèse, en particulier pour la production délocalisée de la part d'aliments importés, et ont donc des impacts au-delà des territoires dans lesquels ils se situent.

Parmi les préoccupations environnementales auxquelles l'élevage doit faire face, celle des émissions de gaz à effet de serre, en particulier de méthane entérique par les bovins, trouve un écho particulier dans un contexte marqué par le changement climatique (FAO *et al.*, 2006). Or les systèmes à hautes densités animales sont très efficaces, avec par exemple de faibles indices de consommation (il faut peu d'énergie digestible par kg de poids vif des animaux) qui contribuent largement à l'efficacité des systèmes monogastriques où l'impact de la production des aliments représente 60-70% des émissions de gaz à effet de serre. Pour les ruminants, les émissions sont diluées par les volumes de production lorsque les quantités de lait ou de viande produites augmentent (Crosson *et al.*, 2011 ; Foley *et al.*, 2011 ; Lovett *et al.*, 2006 ; Monteny *et al.*, 2006 ; Weiske *et al.*, 2006). Des calculs ont été faits pour comparer l'efficacité de production des principaux pays producteurs de lait (Gerber *et al.*, 2011 – chapitre 1). Ils montrent entre autres que les émissions de gaz à effet de serre par litre de lait se stabilisent autour de 1,5 kg eq CO₂ par kg de lait à partir de 6 500 kg de lait par vache (FAOSTAT, 2013), soit bien en-deçà des niveaux de production moyens des systèmes laitiers européens. Au-delà de ce seuil, la production d'aliments du bétail nécessite plus d'intrants qui contrebalancent la dilution des émissions par le volume, et stabilisent donc les émissions de gaz à effet de serre par litre de lait. Le rôle des animaux non productifs est élevé dans le calcul des émissions si bien que les taux de réforme élevés dans les systèmes intensifs limitent également les bénéfices d'une hausse de la productivité pour diluer le méthane entérique.

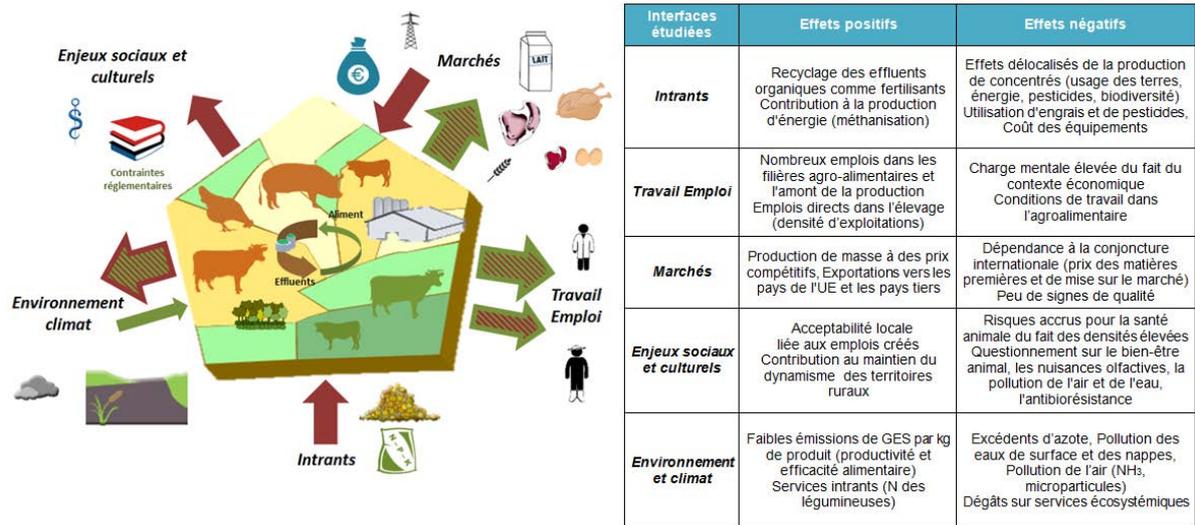


Figure 7.5. Schéma du bouquet de services correspondant aux territoires à haute densité animale

Le bouquet présenté jusqu'ici synthétise les effets des systèmes d'élevage dominants dans les territoires à haute densité animale. Des systèmes d'élevage de niche se développent et ouvrent des perspectives pour améliorer les bouquets de services locaux. Ainsi, Duru et Thérond. (Duru and Therond, 2015) ont comparé en Bretagne des fermes laitières conventionnelles et de fermes appartenant aux réseaux CIVAM (Centres d'Initiatives pour Valoriser l'Agriculture et le Milieu rural), favorisant l'autonomie de l'exploitation quitte à diminuer les niveaux de production. Leur étude a révélé en particulier que pour des niveaux d'intrants beaucoup plus faibles, les exploitations CIVAM obtiennent des Excédents Bruts d'Exploitation plus élevés. L'analyse révèle aussi que les émissions de gaz à effet de serre ramenées au litre de lait identiques entre les deux types de systèmes. La plus forte production laitière des vaches dans les fermes conventionnelles permet un effet de dilution, mais ses bénéfices sont contrebalancés par un plus fort usage d'aliments concentrés, de pesticides sur le maïs, et par des consommations d'énergie supérieures liées à la mécanisation (Tableau 7.1). On retrouve ainsi à l'échelle d'une exploitation le phénomène modélisé à une échelle globale par Gerber et al. (Gerber *et al.*, 2011). Un effet de seuil similaire a d'ailleurs été mis en évidence dans les fermes ovines allaitantes, lorsque la productivité numérique des brebis dépasse 1,3 à 1,4 agneaux par brebis et par an (Benoit and Agabriel, 2016). Dans les fermes laitières des réseaux CIVAM, le bilan net des émissions de gaz à effet de serre par litre de lait est meilleur que dans les fermes conventionnelles grâce à la séquestration du carbone par les prairies permanentes et les haies (Tableau 7.1).

Domain	Criteria	CIVAM	Conventional
Structure	Agricultural land (ha)	64	71
	Animal unit (dairy cows)	75 (49)	96 (48)
Land use and management	Stocking rate (number of animal units/ha)	1.28	1.61
	Land use in percentage (grassland/maize/crops)	69/12/19	58/21/21
	Maize for silage (% of forage area)	12	37
	Hedge (ml/ha)	>150 linear meter/ha	No obligation
Economy	Inputs (euros/ha)	100	240
	Milk/cow (kg)	5,749	6,636
	Food cost (euros/1,000 l)	78	120
	Mechanization cost (euros/ha)	400	500
	Farm incomes (euros)	134,718	157,309
	Gross operating profit (euros)	53,365	42,291
Environment	Pesticide treatment frequency for maize ^a	0.83–1.24	1.66
	GHG emissions (CH ₄ , CO ₂ , N ₂ O (kg eq CO ₂ /1,000 l) ^b	1,100	1,100
	Net GHG emissions (kg eq CO ₂ /1,000 l)	874	1,018

^a Number of applications with standard approved dosages

^b Less CH₄ emissions for conventional farms; more C sequestered for CIVAM farms due to grasslands and hedges

Tableau 7.1. Comparaison des performances techniques, économiques et environnementales de fermes laitières conventionnelles et de fermes des réseaux CIVAM (Centres d'Initiatives pour Valoriser l'Agriculture et le Milieu rural) en Bretagne. Les émissions de gaz à effet de serre ramenées aux quantités de lait produites sont rigoureusement identiques entre les deux systèmes. En revanche le bilan net est meilleur dans les fermes du réseau CIVAM du fait de la séquestration du carbone par les prairies permanentes et les haies (d'après Duru et Théron (Duru and Therond, 2015).

La présentation de la situation actuelle des bouquets de services dans les territoires « à haute densité animale » permet d'identifier un certain nombre de menaces qui pèsent sur les systèmes d'élevage dans ces territoires:

- Une première menace est liée aux impacts négatifs sur l'environnement liés à la concentration des élevages. Malgré de nettes améliorations et des options nouvelles proposées pour continuer à limiter les impacts, les territoires à haute densité animale sont toujours remis en cause par les sociétés et certaines politiques publiques compte-tenu de leurs impacts négatifs sur l'environnement.
- Plus récemment, ces systèmes font face à une remise en cause du modèle système socio-économique dans lequel ils s'inscrivent avec des questions autour de la faible rémunération des éleveurs (souvent spécialisés et intégrés dans les filières en place, et des prix bas du marché pour les produits animaux ne permettant pas de compenser les endettements au niveau des exploitations et les investissements et emplois au niveau des filières.
- Enfin, un militantisme de la cause animale de plus en plus visible remet clairement en cause ces systèmes, en lien avec la question du bien-être animal. En particulier, les systèmes d'élevage confinés sont potentiellement cibles de critiques, avec possibilité d'opérations de dévoilement critique des conditions d'élevage, de transport et d'abattage (chapitre 5.6). La fréquente déconnexion entre réalité de l'élevage (et des éleveurs) et la consommation de produits animaux dans l'esprit des consommateurs peut partiellement expliquer ceci (cf. chapitre 5.9). Une enquête conduite en 2006 révèle que 62% des Européens se déclaraient prêts à changer de lieu d'approvisionnement habituel pour trouver des produits alimentaires plus respectueux du bien-être animal (European Commission, 2007). Renforcer le bien-être animal permet en général d'accroître les niveaux de performances individuelles des animaux (Coignard *et al.*, 2013; Veissier *et al.*, 2007), leur santé (Bertoni *et al.*, 2016) et ainsi l'efficacité des productions. Les plus bas niveaux d'intrants médicamenteux diminuent également les charges opérationnelles de l'exploitation, et ont donc un effet positif sur la marge brute des élevages. Cependant, les réglementations « bien-être » ont également conduit, dans tous les systèmes, à accroître la surface allouée aux animaux, ce qui réduit les volumes produits par unité de surface et génère des coûts de structure plus importants.

Pour gérer les compromis entre services liés à ces menaces, nous proposons dans la partie suivante des leviers d'action dans les territoires à haute densité animale. Ces différents leviers s'inscrivent dans les deux voies de modernisation écologique que nous présenterons dans deux parties différentes. Pour chacune des voies de modernisation, nous présenterons d'abord les leviers au niveau des troupeaux et exploitations d'élevage, puis des leviers d'action au niveau des territoires.

7.2.1.2. Une modernisation écologique des systèmes d'élevage monogastriques qui se fonde sur une recherche accrue d'efficacité

7.2.1.2.1. Des leviers d'action pour améliorer l'efficacité des systèmes d'élevage monogastriques afin de limiter intrants et pollutions

La modernisation écologique des systèmes monogastriques passe en général par une recherche d'efficacité alimentaire accrue (première voie de modernisation écologique). Dans une telle logique, on cherche à optimiser l'alimentation des animaux de manière à valoriser leur potentiel génétique et permettre une croissance rapide ; ceci réduit simultanément les intrants nécessaires à la production d'un kg de carcasse et les pollutions liées aux déjections des animaux. L'indice de consommation des animaux se dégradant avec l'âge, les animaux à croissance rapide consomment non seulement moins d'aliments avant d'être abattus mais ils les valorisent mieux. Cependant, alimenter ces animaux hautement productifs à l'optimum nécessite d'utiliser des céréales et des tourteaux d'oléo-protéagineux dont la production génère des émissions directes ou indirectes de CO₂. Ces systèmes entrent en compétition directe avec l'alimentation humaine via l'utilisation de surfaces labourables (de Vries and De Boer, 2010) et ont des impacts délocalisés, en particulier par leurs importations d'oléo-protéagineux en provenance d'Amérique du Sud et des Etats-Unis.

Chez le porc à l'engrais, la rétention azotée pourrait ainsi être accrue jusqu'à 60% grâce à une alimentation de précision, multi-phases fondée sur des apports calculés au plus juste, avec des régimes parfaitement équilibrés et contenant peu d'acides aminés non indispensables (Dourmad and Jondreville, 2007). Des solutions qui combinent des pratiques d'alimentation et un aménagement des bâtiments existent chez le porc. Garcia et al. ont évalué par analyse de cycle de vie l'influence d'une réduction de la teneur en protéines des rations grâce à l'utilisation d'acides aminés alimentaires pour des porcs élevés sur litières (avec production de fumier) ou sur caillebotis (avec production de lisier) (Garcia-Launay *et al.*, 2014). L'utilisation d'acides aminés alimentaires associée à l'alimentation par phases durant l'engraissement réduit la part des tourteaux de soja dans la ration à moins de 5% sur l'ensemble de la période d'élevage. Elle réduit donc les impacts sur le changement climatique (-26% sur caillebotis et -20% sur litière), l'acidification (-22% et -20%) et l'eutrophisation (-14% et -12%). La conduite sur litière s'accompagne en revanche d'un accroissement d'environ 30% des émissions de gaz à effet de serre par rapport à celle sur caillebotis en raison des plus fortes émissions de N₂O au fort pouvoir de réchauffement. L'écotoxicité terrestre, la demande en énergie et en terres sont semblables dans les deux modes de conduite. L'intérêt principal de la conduite sur litière réside dans l'amélioration du bien-être des animaux. Lorsque les litières sont bien gérées, les nuisances olfactives sont réduites et les émissions d'ammoniac et de poussières peu affectées (Bonneau *et al.*, 2008 ; Dourmad *et al.*, 2009). Elever des porcs sur litière ne modifie que peu la croissance des animaux, mais conduit à des carcasses plus grasses (Lebret *et al.*, 2006). Des réductions possibles des impacts sur l'environnement sont aussi envisageables par des aménagements voire rénovation des bâtiments d'élevage existants : lavage d'air en sortie de porcherie (Loyon *et al.*, 2016), conception de bâtiments type BBC (Bâtiments Basse Consommation avec une meilleure isolation, récupération de chaleur... ; (Chevalier *et al.*, 2015; Dusart *et al.*, 2015a ; Dusart *et al.*, 2015b). Ainsi, Dourmad et al. (Dourmad *et al.*, 2014) ont-ils récemment mesuré des écarts moindres, de l'ordre de 10-15%, pour des élevages biologiques allemands et danois de plus grande taille et ayant des performances techniques proches de celles des systèmes conventionnels.

Raisonnement finement l'équilibre et le rythme de distribution des aliments de poules pondeuses permet d'augmenter leur efficacité alimentaire (Faruk *et al.*, 2010) tandis que la réduction du taux protéique des aliments distribués aux poulets de chair permettrait de réduire l'excrétion azotée (-10% par point de protéines) tout en maintenant les performances de croissance, lorsque le profil en acides aminés des aliments est ajusté avec des acides aminés

de synthèse (Belloir *et al.*, 2015). Dans les systèmes avicoles conventionnels, une amélioration conjointe du bilan environnemental (émissions de GES et consommation d'énergie) et économique (coûts de production) est également possible en combinant différentes pratiques. Ainsi, des changements dans l'alimentation de poulets de chair en production standard (modification des caractéristiques nutritionnelles des rations, réduction de la part de tourteau de soja) associés à l'utilisation de bâtiments plus économes en énergie (rénovation ou construction) et à un changement du schéma de production (alourdissement des animaux et plusieurs enlèvements d'animaux pour un même lot) permettent de réduire d'environ 65% les émissions de GES ainsi que les coûts de production du vif et du filet de 2 et 10% (Dusart *et al.*, 2015a; Dusart *et al.*, 2015b).

Au niveau régional, l'activité économique et l'emploi générés par les filières porcines favorise leur acceptabilité locale et ceci malgré leurs impacts environnementaux (Lang *et al.*, 2015). La modernisation écologique de ces territoires pourrait bénéficier de l'élevage de précision dans une recherche d'efficacité ou de substitution. Pomar *et al.* ont ainsi montré qu'une alimentation de précision permettrait de réduire de 20-30% les excréments d'azote et de phosphore dans des territoires où l'élevage porcin est très présent (Pomar *et al.*, 2014). Bien qu'encore peu décrit dans la littérature, ce type de démarche pourrait également bénéficier aux filières avicoles (Stacey *et al.*, 2004). Plus globalement, l'évolution du logement, des pratiques d'alimentation, et des technologies de collectes et de gestion des effluents, avec la mise en place des MTD (Meilleures Techniques Disponibles, (Loyon *et al.*, 2016) offrent des opportunités pour réduire drastiquement les émissions gazeuses (lavage d'air), et pour transformer les effluents en fertilisants organiques (séparation de phase, séchage, compostage) facilement transportables et valorisables.

7.2.1.2.1. Au niveau des territoires, des solutions innovantes d'économie circulaire favorisent l'efficacité des systèmes en transformant les déchets en co-produits

Les leviers évoqués précédemment au niveau des exploitations sont une première étape dans une logique de bouclage des cycles des éléments aux échelles territoriales. Au-delà de ces leviers au niveau de l'exploitation, les démarches d'économie circulaire favorisent le recyclage des déchets et les transforment en réels co-produits peuvent fournir de nouveaux leviers. Ainsi, sont-elles logiquement explorées dans les territoires denses d'élevage entre des éleveurs de monogastriques et d'autres exploitants (céréaliers et/ou éleveurs de ruminants). Enfin, différents sous-produits sont d'ores et déjà valorisés dans les rations (de monogastriques notamment) comme des déchets de biscuiterie, des résidus de cultures légumières, des légumes impropres à la consommation ou des drêches de céréales (Dumont *et al.*, 2013; Gliessman, 2007). Les porcs peuvent en particulier recycler les déchets de l'alimentation humaine (Ermgassen *et al.*, 2016 ; van Zanten *et al.*, 2016) ou des co-produits tels que les biscuits cassés que l'on peut insérer à hauteur de 20% dans la ration d'engraissement (Gaudré *et al.*, 2013). Ceci est déjà largement mis en place pour les co-produits de céréales, d'oléo-protéagineux et de bioéthanol à la fois chez les porcs et les volailles.

Les démarches d'économie circulaire prennent aussi la forme d'épandages chez des tiers, comme c'est le cas pour la majorité des éleveurs de porcs en Bretagne, de plans d'épandage collectifs, comme l'illustre le cas-type de la Catalogne, ou de banques de lisier comme aux Pays Bas ou en Belgique. L'intérêt environnemental de telles approches a été confirmé par analyse de cycle de vie dans le cas d'un projet de plan d'épandage en Bretagne (Lopez-Ridaura *et al.*, 2009). Toutefois, aucune démarche collective de ce type ne s'est à ce jour développée en France. Le traitement plus ou moins poussé des effluents pour la production de fertilisants organiques constitue une autre voie permettant le transfert d'éléments fertilisants sur de plus longues distances. Ces traitements permettent de diminuer le volume à transporter, d'assurer une hygiène des produits et de les normaliser. C'est une pratique courante pour les fientes et litières de volailles qui peuvent être facilement séchées ou compostées et transportées vers les zones céréalières. Des démarches plus poussées existent également comme celle conduite en Bretagne par la société Fertival qui produit environ 50 000 tonnes des fertilisants organiques provenant principalement d'effluents porcins. Ces fertilisants sont fabriqués à la carte et utilisés en maraichage, arboriculture, viticulture et pour la production de céréales, 15% des ventes étant réalisées à l'export, notamment vers l'Asie.

Parallèlement, il existe des initiatives de gouvernance territoriale pour recycler les lisiers de porcs, comme par exemple le Territoire à énergie positive du Mené avec l'usine de méthanisation Geotexia qui recycle les déchets verts de collectivités territoriales et le lisier produit par 30 exploitations. C'est également le cas du centre de traitement et de valorisation des déchets associé à l'abattoir de porcs de Lamballe qui récupère et sèche les boues de ville d'une cinquantaine de communes du Grand Ouest. Les atouts des territoires liés à l'activité de méthanisation ont été plus longuement discutés dans le chapitre 6.3 en prenant l'exemple de l'Allemagne. Dans ce cas, les territoires bénéficient d'une volonté politique d'accroître la part d'énergie renouvelable et d'un contexte réglementaire favorable qui présente l'avantage d'être national. Les digesteurs sont principalement localisés dans les zones à forte densité animale car les effluents d'élevage (provenant majoritairement des vaches laitières et des porcs) sont un substrat intéressant pour stabiliser le réacteur. Cependant les cultures restent le premier substrat utilisé dans les digesteurs, en particulier l'ensilage de maïs. Il y a donc un compromis à trouver entre la production d'énergie renouvelable et faiblement émettrice de CO₂, et le développement de cultures énergétiques ou du maïs qui contribuent à l'usage des terres avec un fort impact en termes de qualité de l'eau, d'acidification, et d'appauvrissement de la biodiversité. Un atout pour ces territoires est que la propension à payer du consommateur pour la production d'énergie renouvelable est très élevé.

7.2.1.3. Recréer du lien au sol dans les exploitations permettrait aux territoires à haute densité animale de favoriser l'utilisation de services écosystémiques

7.2.1.3.1. Dans le cas des exploitations avec ruminants : gérer les compromis liés aux pratiques d'alimentation et aux niveaux d'intensification des prairies pour préserver des prairies multifonctionnelles

Les charges d'alimentation représentent une part importante des charges opérationnelles pour les ruminants. Au travers du type de ressources et d'intrants utilisés, les pratiques d'alimentation ont par ailleurs un effet majeur sur les consommations en eau et en énergie, les pollutions et les surfaces nécessaires à la production. Un composant majeur des rations de ruminants dans les territoires à hautes densités animales est le maïs fourrage, cultivé en plaine sur des terres arables et qui entre ainsi en concurrence avec l'alimentation humaine pour les surfaces en terre et l'eau. Doreau et al. (Doreau *et al.*, 2011) et Nguyen et al. (Nguyen *et al.*, 2012) ont comparé l'impact environnemental de trois rations d'engraissement de taurillons à base de foin, d'ensilage de maïs ou de concentrés. Le classement des rations diffère selon les critères d'impact, les indicateurs de durabilité et les unités fonctionnelles retenus. Les émissions de méthane entérique ramenées au kg de gain de poids des taurillons est plus faible avec la ration riche en concentrés (Tableau 7.2). La ration à base d'ensilage de maïs est celle qui nécessite le moins d'énergie pour la produire. La ration riche en foin voit son empreinte carbone réduite lorsqu'on prend en compte la séquestration du carbone par la prairie, et a par ailleurs le plus faible potentiel d'eutrophisation. Son besoin total en surface est de loin le plus élevé, mais elle utilise peu de terres arables qui permettent de produire des cultures pour l'alimentation humaine. La ration riche en foin est de loin la plus favorable lorsqu'on rapporte les impacts environnementaux à l'hectare, et ceci du fait du plus faible chargement du système. La marge brute par taurillon est la plus élevée avec la ration à base d'ensilage de maïs ; les carcasses sont également plus grasses et la viande plus riche en acides gras saturés. La ration riche en concentrés réduit la composition des produits en oméga-3 (Scollan *et al.*, 2006 ; Van Elswyk and McNeill, 2014), ce qui est propice au développement de maladies chroniques chez l'homme (Calder, 2014). Le pH du rumen des animaux est également plus faible, ce qui est susceptible d'engendrer un inconfort digestif (Mialon *et al.*, 2008).

per kg body weight gain	65 Maize silage 35 Concentrate	50 Hay 50 Concentrate	86 Concentrate 14 Straw
GHG, kg CO₂ eq	4.74	5.16	3.75
Energy, MJ eq	13.0	18.7	19.8
Acidification, g SO₂-eq	38.0	31.2	29.2
Eutrophication, g PO₄³⁻ eq	18.6	15.8	20.8
Land use, m².year	4.54	11.72	4.63
	annual crops	3.46 annual crops	annual crops

Tableau 7.2. Impact environnemental (ramené au kg de gain de poids des taurillons) de trois rations d'engraissement de taurillons à base de foin (50 Hay 50 Concentrate), d'ensilage de maïs (65 Maize silage 35 Concentrate) ou de concentrés (86 Concentrate 14 Straw). Le tableau révèle les différences de classement selon le critère d'impact considéré. La ration riche en foin est par ailleurs la plus favorable pour chaque critère lorsqu'on rapporte les impacts environnementaux à l'hectare, du fait du plus faible chargement du système.

L'intensification de la conduite des prairies est souvent présentée comme une manière de limiter l'emprise de l'activité d'élevage sur les écosystèmes naturels, tout en accroissant la production. Suivant le principe du land-sparing, cela devrait aussi avoir des conséquences favorables sur la biodiversité du fait d'un moindre empiétement de l'élevage sur les milieux naturels, et cela même si cette hypothèse ne se vérifie pas nécessairement dans la réalité (Tschamtké *et al.*, 2012). Soussana et Lemaire (2014) ont modélisé qu'à l'échelle de la prairie, les variables productives et environnementales n'étaient pas maximisées au même niveau d'intensification, ce qui nécessite de trouver des compromis (Soussana and Lemaire, 2014). Ainsi, c'est à des niveaux d'intensification des prairies pâturées assez faibles que la séquestration du carbone et le bilan des émissions de gaz à effet de serre par unité de surface atteignent leur optimum, les émissions de gaz à effet de serre des animaux étant alors compensées par l'augmentation de la teneur en matière organique du sol. La poursuite du processus d'intensification réduit la teneur en matière organique du sol alors que les émissions de gaz à effet de serre, et à un niveau moindre le lessivage des nitrates, augmentent ; la capacité de stockage des prairies et le bilan des émissions de gaz à effet de serre en sont affectés. Au-delà d'un certain niveau d'intensification, la biomasse végétale n'augmente plus, la séquestration du carbone s'effondre et les émissions de gaz à effet de serre, directement liées au chargement, augmentent encore. Les quantités de viande ou de lait produites par hectare continuent d'augmenter, mais au détriment de l'équilibre du système. La restauration de ces prairies dégradées passe par une diminution au moins temporaire des niveaux de chargement, et par un meilleur couplage des cycles du carbone et de l'azote. Celui-ci bénéficie de la fixation symbiotique des légumineuses et d'une augmentation de la diversité fonctionnelle des couverts, par exemple en associant des espèces qui ont des profondeurs de racines ou une vitesse de dégradation des tissus différentes.

Dans les fermes des réseaux du Civam du Grand-Ouest (Duru and Therond, 2015; Le Rohellec *et al.*, 2009), l'objectif est d'accroître l'utilisation de l'herbe pâturée qui, bien gérée, nécessite moins d'intrants et génère moins de pollutions que le maïs fourrage. La logique n'est pas ici une logique d'intensification de la conduite des prairies, mais plutôt de se situer à des niveaux qui permettent de bénéficier des régulations biologiques. Un des leviers est ici de favoriser le développement du trèfle blanc qui capte l'azote atmosphérique, enrichit la teneur en azote de l'herbe pâturée, et favorise les transferts de fertilité (Delaby *et al.*, 2016). Les déjections animales limitent fortement le recours à la fertilisation minérale. Celle-ci est également réduite sur les cultures, tout comme l'usage des pesticides, du fait de la réduction des surfaces en culture, et de l'allongement et de la plus grande diversité des rotations qui limitent la pression parasitaire sur les cultures. L'intensification est moindre que dans un système conventionnel (Acosta-Alba *et al.*, 2012), mais l'éleveur, moins dépendant des achats extérieurs, retrouve une autonomie de décision. La charge de travail n'est pas nécessairement réduite mais le travail est vécu comme plus épanouissant. La marge brute de l'exploitation augmente grâce à la forte baisse des charges opérationnelles (Bonaudo *et al.*, 2014 ; Dumont *et al.*, 2013 ; Duru and Therond, 2015) ; Tableau 7.2), et ces exploitations de taille moyenne sont plus facilement transmissibles.

Les atouts de la conduite à l'herbe dépendent des pratiques et des types de prairies. Une prairie semée peut fournir différents services écosystémiques de régulation (e.g. séquestration du carbone, lutte contre le ruissellement érosif,...) mais pas la totalité des ceux fournis par une prairie permanente diversifiée. Ces dernières accueillent entre 10 et 75 espèces végétales pour une surface de 25 m² (Cahiers d'habitats agropastoraux Natura 2000³) là où une prairie semée se compose au mieux d'un mélange d'une demi-douzaine d'espèces. L'intérêt productif et environnemental des prairies semées ne doit donc pas masquer le rôle majeur des prairies permanentes dans la conservation de la biodiversité et le maintien des services écosystémiques qui lui sont associés. La diversité floristique et faunistique perdue localement à la suite du retournement d'une prairie ne peut pas toujours être restaurée. L'intensification de la conduite des prairies est également un facteur de réduction de la biodiversité de ces écosystèmes (Gaujour *et al.*, 2012). Les opérations de restauration qui visent à réduire la fertilisation minérale des prairies ne conduisent qu'à un accroissement modeste des niveaux de richesse floristique (Baer *et al.*, 2003 ; Marini *et al.*, 2008; Marriott *et al.*, 2004). Le sur-semis de mélanges associant des légumineuses et d'autres dicotylédones peut permettre de créer plus rapidement des prairies « multifonctionnelles » (Bradbury *et al.*, 2010; Mortimer *et al.*, 2006).

7.2.1.4. Au niveau des territoires : des démarches locales impliquant les acteurs des territoires s'inscrivent dans la seconde voie de modernisation des systèmes d'élevage en recréant du lien au sol

D'autres pistes d'économie circulaire, plus marginales, restent intéressantes car elles intègrent une réelle gouvernance territoriale impliquant de nombreux acteurs. Lorsque la densité de l'élevage est potentiellement génératrice de conflits entre les éleveurs et d'autres acteurs du territoire, il est nécessaire de poser les conditions d'une consultation collective afin de hiérarchiser les services que l'on souhaite voir rendus par l'élevage, et de proposer des solutions susceptibles d'être adoptées par le plus grand nombre. Ainsi, réunir en amont les gestionnaires d'industries agro-alimentaires ou de déchetteries avec les agriculteurs permettrait d'optimiser l'utilisation de l'ensemble des ressources présentes sur un territoire. Citons par exemple les volailles complémentées en calcium grâce au recyclage de coquilles d'huîtres (cf. action d'une collectivité territoriale labellisée Territoire zéro déchets en Charente-Maritime). Dans l'exemple de la démarche territoriale du poulet de Loué ou du poulet de Janzé, des démarches qualité associent la production de volailles et de ressources locales pour les alimenter (cas-type 6.7). Le développement de ces exploitations actuellement au stade de niches, et plus largement d'exploitations liées aux sols pour les élevages de ruminants et de monogastriques est un levier pertinent pour améliorer les bouquets de services au niveau des territoires.

7.2.1.4.1. *Le développement de labels et la recherche d'autonomie pour favoriser le lien au sol des exploitations dans les territoires à haute densité animale*

Une option pour favoriser le lien au sol des exploitations au sein des territoires repose sur le développement et la promotion de productions plus respectueuses de l'environnement, du bien-être animal et des consommateurs en termes de qualité des produits. En Bretagne, plusieurs organisations de production (Les Fermiers d'Argoat, Coopérative des Fermiers de Janzé) cherchent à valoriser une image de qualité et de bien-être animal de porcs engraisés sur paille ou sur parcours et volailles fermières, produits souvent valorisés par un Label Rouge, voire une IGP ou un label rouge fermier pour les Fermiers d'Argoat. Ces filières sont une stratégie gagnante pour les éleveurs, la filière et le consommateur avec un produit local et de qualité. Ce type de labels a des atouts au niveau patrimonial et permet de relocaliser la production d'aliments, ainsi que de favoriser le bien-être animal (porcs sur litière, volailles en plein air, ...). Au niveau de l'exploitation néanmoins, le principal verrou de l'élevage label rouge fermier ou l'élevage biologique sur litières reste cependant ses émissions de gaz à effet de serre élevées. Comparés aux systèmes conventionnels, Basset-Mens et van der Werf ont quantifié une augmentation des émissions de gaz à effet de serre par unité de produit de 50% pour les systèmes label-rouge fermiers et de 70% pour les systèmes en agriculture biologique (Basset-Mens and van der Werf, 2005). Plus globalement, les systèmes label-rouge ou biologiques présentent des impacts ramenés au kg de carcasse ou de poids vif de 20 à

³ <https://inpn.mnhn.fr/telechargement/documentation/natura2000/cahiers-habitats>

70% plus élevés pour toutes les catégories évaluées du fait d'indices de consommation plus élevés (da Silva *et al.*, 2014; Dekker *et al.*, 2011 ; Dourmad *et al.*, 2014). La mortalité plus élevée des porcelets pénalise les performances économiques. Il a été quantifié que l'élevage biologique de porc s'accompagnait d'un accroissement de 120% de la surface nécessaire par kg de produit, en raison de l'élevage des truies en plein-air et du moindre rendement des cultures qui servent à alimenter les animaux.

Plus rares, les productions de porcs basées sur des races locales valorisent des systèmes, une image et des produits spécifiques souvent de charcuterie, y compris pour certaines dans les zones à haute densité animale (porc Blanc de l'Ouest, porc de Bayeux,.... Ces systèmes bien que très minoritaires à l'échelle nationale jouent localement un rôle important dans le maintien de l'élevage porcin et des traditions charcutières. Ces races faisant partie du programme national de conservation des races assurent le maintien d'un réservoir de diversité génétique pour la collectivité. Enfin pour valoriser des démarches locales, l'élevage, et plus généralement l'agriculture, peut aussi s'intégrer dans des "marques" régionales qui couvrent un spectre beaucoup plus large de produits. C'est le cas par exemple de la marque régionale « Produit en Bretagne » qui regroupe 370 entreprises, 4 000 produits signés (produits alimentaires dont beaucoup issus de l'élevage, produits culturels et industriels), avec un chiffre d'affaires cumulé d'environ 15 milliards d'euros mais ne correspond pas à un cahier des charges favorisant une réelle alimentation locale et autonome des exploitations ou des territoires mais plutôt une image de marque qui pourrait être ambiguë pour les consommateurs.

7.2.1.4.2. Le cas particulier des ruminants : recréer une « trame » paysagère et des prairies multifonctionnelles.

Concernant les ruminants, les pratiques évoquées au niveau des exploitations de ruminants visant à favoriser le développement de prairies multifonctionnelles au niveau des exploitations s'avèrent d'autant plus nécessaires au niveau des territoires. La banque de graines est très appauvrie dans ces territoires, comme le montrent Tallowin *et al.* (Tallowin *et al.*, 2005) dans les « lowlands » du Royaume-Uni. Au-delà de cet aspect de qualité, c'est aussi de la dimension quantitative qu'il est question. En effet, les surfaces de prairies semi-naturelles sont en forte régression en France depuis la seconde guerre mondiale puisque près d'un quart des prairies permanentes, naturelles et parcours (STH) ont disparu entre 1960 et 2010 (Puydarrieux and Devaux, 2013). Un calcul d'indice de risque conservatoire basé sur le rapport entre taux de conversion des habitats et taux de protection a d'ailleurs permis de mettre en lumière la vulnérabilité des prairies à l'échelle globale (Hoekstra *et al.*, 2004). Le biome intégrant les prairies tempérées se place en effet en première place avec un fort indice de risque du fait d'un fort taux de changement d'utilisation des terres mais surtout du fait du plus petit taux de protection. Dans les territoires de bocage, la préservation des haies et des bords de parcelle a également une importance majeure pour préserver la biodiversité végétale (Boatman *et al.*, 1994 ; Marshall *et al.*, 2006), l'entomofaune (Ouin and Burel, 2002 ; Saska *et al.*, 2007) et l'avifaune. Préserver les haies et infrastructures paysagères permettrait d'accroître les services intrants, mais ceci fait débat. En effet, il faut considérer que ces habitats peuvent être des refuges pour la biodiversité « utile » (carabes par exemple), mais autant pour les ravageurs que les auxiliaires, ce qui pourrait amener à de nouveaux conflits de gestion. Au-delà de leur possible intérêt pour fournir des services intrants, les haies contribuent à l'esthétique des paysages, et bénéficient à la faune sauvage en connectant les habitats au sein du paysage. Ces bénéfices varient selon l'agencement des haies, et l'entretien d'un vaste réseau de haies représente un coût (et du temps de travail) pour les éleveurs, et parfois les collectivités territoriales. L'approche Landscape IMAGES développée par Groot *et al.* (Groot *et al.*, 2007) a permis d'optimiser l'implantation de nouvelles haies dans un bocage du nord des Pays-Bas (Groot *et al.*, 2010). Selon leur modèle, un schéma d'aménagement peu coûteux consisterait à connecter les réseaux de haies existants par de nouvelles haies positionnées de manière orthogonale aux premières afin d'améliorer à la fois la perception visuelle du bocage et sa valeur culturelle (Fig. 7.6). Cette approche participative permet aux différents acteurs de se concerter pour élaborer une vision commune des bouquets de services à atteindre et explorer l'ensemble des solutions envisageables pour un territoire. De la même manière, Berthet *et al.* ont développé une démarche collective avec différents acteurs de la plaine de Niort pour concevoir la mise en place de luzerne au niveau du territoire comme un bien commun dans le cadre de la conservation de la biodiversité emblématique du territoire (Berthet *et al.*, 2012).

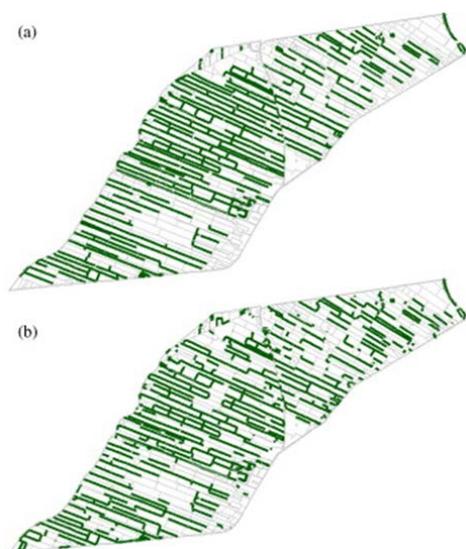


Figure 7.6. (a) Réseau original des haies dans un territoire de 873 ha du nord de la Frise,

(b) Schéma d'aménagement permettant d'améliorer la perception visuelle du bocage (avec plus de haies positionnées de manière orthogonale qui réduisent la « porosité » du paysage), sans modifier la longueur du réseau de haies (et donc son coût d'entretien), ni sa connectivité (et donc sa « valeur écologique ») (Groot et al., 2010).

Principaux enseignements

Pour les territoires du type « à haute densité animale » caractérisés par de hautes densités animales, suivant la voie de modernisation retenue, les leviers reposent sur une amélioration de l'efficacité des systèmes d'élevage et des territoires (voie 1) ou sur le fait de recréer du lien au sol pour les animaux (voie 2). Le tableau 7.3 reprend les principaux leviers d'action proposés pour les territoires à haute densité animale. Dans le cadre de la première voie de modernisation, En monogastriques, l'amélioration de l'efficacité alimentaire des animaux réduit les impacts environnementaux du système, et compte-tenu de sa forte contribution aux résultats améliore également le bilan économique des exploitations. Améliorer le logement des animaux afin de leur offrir plus de surface et un environnement plus diversifié, par exemple en utilisant des litières, améliore leur bien-être et réduit les impacts locaux (odeurs, eutrophisation). Chez les porcs, ceci s'accompagne en revanche d'un accroissement des émissions de gaz à effet de serre à cause du N_2O et d'une dégradation de la qualité des carcasses qui sont plus grasses. Les effets sont encore plus accentués dans les systèmes biologiques ou traditionnels, pourtant jugés plus « vertueux » par le consommateur. Au niveau des territoires, des démarches innovantes de recyclage des effluents sont mises en place localement soit par des banque de lisiers qui seront épandus chez des céréaliers, soit voit le montage d'usine de méthanisation collective.

Concernant la seconde voie de modernisation, elle implique de recréer du lien au sol en favorisant l'autonomie alimentaires des troupeaux via une réduction de la densité au niveau des exploitations l'élevage en la mettant en adéquation avec les potentialités du milieu. L'usage des intrants de synthèse est alors réduit, mais aussi les niveaux de production et les pollutions. Pour les monogastriques, ceci peut permettre de mettre en place des labels de qualité dont certaines démarches existent déjà et pourraient être développées au niveau des territoires (poulets de Janzé, Fermiers d'Argoat). Pour les ruminants, augmenter les surfaces en herbe pour les ruminants. Un équilibre délicat reste à trouver au niveau de ces territoires pour tenter de favoriser les services de qualité environnementale. L'introduction des légumineuses dans les rotations, malgré les limites réglementaires à l'épandage des effluents, peut jouer un rôle important pour favoriser les niveaux de production tout en améliorant la qualité des sols et permettant de limiter les intrants minéraux pour l'azote. Dans un scénario « gagnant-gagnant », elle permet à la fois de nourrir les animaux, de diversifier les paysages et de tamponner les risques de fuite d'azote vers le milieu (Peyraud *et al.*, 2012). Ceci peut se faire au niveau des exploitations mais a aussi un réel impact au niveau du territoire si leur agencement est bien géré.

Tableau 7.3 : Principaux leviers d'action proposés pour les territoires « à haute densité animale »

	Voie 1 : recherche accrue d'efficience	Voie 2 : valorisation des services écosystémiques
<i>Situation actuelle</i>	<i>Bouquet de service fortement déséquilibré en faveur de hauts niveaux de production et d'emploi avec une faible fourniture de services de qualité environnementale</i>	
	<i>Menaces : impacts négatifs sur l'environnement liés à la concentration des élevages ; remise en cause du système socio-économique (spécialisé et intégré) en place, et des conditions de vie des animaux</i>	
Echelle : Troupeau Exploitation	<p>Accroître l'efficience du système dominant par l'agriculture de précision:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Améliorer l'efficacité alimentaire des animaux <ul style="list-style-type: none"> - Alimentation de précision (multi-phases) - Réduction de la teneur en protéines de la ration (utilisation d'acides aminés alimentaires) • Améliorer la gestion des effluents : <ul style="list-style-type: none"> - Traiter les effluents par filtrage, séparation de phase, compostage, séchage,... • Améliorer le logement des animaux : <ul style="list-style-type: none"> - Augmenter les surfaces en bâtiments - Diversifier l'environnement (litières, ...) - Favoriser l'utilisation de bâtiments économes en énergie ou rénover les anciens 	<p>Favoriser l'autonomie alimentaire des troupeaux en mettant la densité de l'élevage, en adéquation avec les potentialités du milieu :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Limiter l'impact environnemental des systèmes d'élevage en recréant du lien au sol : <ul style="list-style-type: none"> - Diversifier les rotations et assolements pour favoriser l'autonomie alimentaire des troupeaux - Augmenter le recours au pâturage dans l'alimentation pour les ruminants (développement des légumineuses) - Limiter les concentrés dans les rations (dégradation rapport Ω3/Ω6 et risques de maladies chroniques) • Gérer la santé animale de manière intégrée <ul style="list-style-type: none"> - Limiter l'utilisation de médicaments par une amélioration des pratiques (via logement, alimentation,...) • Limiter l'emprise des systèmes herbagers sur les écosystèmes: <ul style="list-style-type: none"> - Intensifier la conduite des prairies en recherchant un seuil de chargement adapté au compromis entre production et environnement - Restaurer les prairies dégradées en limitant le niveau de chargement - Maintenir les prairies permanentes irremplaçables pour leur rôle de maintien de la biodiversité - Développer le sur-semis pour recréer des prairies multifonctionnelles - Préserver et agencer les infrastructures agro-écologiques (refuge de biodiversité,...) - Augmenter la diversité fonctionnelle des couverts

<p>Echelle : Territoire</p>	<p>Recréer du lien au sol pour les animaux : Réduire la densité de l'élevage, en adéquation avec les potentialités du milieu</p> <ul style="list-style-type: none"> • Améliorer l'efficacité du système dominant : <ul style="list-style-type: none"> - Améliorer le métabolisme territorial par des échanges intra-territoires (fertilisants, aliments, ...) - Développer des marques régionales pour relocaliser la production et l'identifier • Favoriser l'économie circulaire : <ul style="list-style-type: none"> - Développer les démarches collectives de gestion des effluents (Projets territoriaux de méthanisation, plans d'épandage collectifs, banques de lisiers, ...) - Recycler les déchets locaux dans l'alimentation animale (drèches et pulpes, coquilles d'huîtres, ...) - Instaurer des consultations collectives et une gouvernance territoriale 	<p>Développer et promouvoir des systèmes alternatifs autonomes et/ou avec une image de qualité:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Renforcer les organisations de productions locales promouvant des systèmes d'élevage de qualité et liés au sol (<i>Fermiers d'Argoat ou coopérative des fermiers de Janzé, Poulets de Loué</i>) • Promouvoir les systèmes économes en intrants liés au sol (<i>RAD et sus-cités...</i>) • Favoriser l'autonomie de décision et le maintien d'exploitations de petite taille, transmissibles
---------------------------------	---	--

7.2.2. Bouquets de services et des compromis dans les territoires « herbagers » essentiellement basés sur l'utilisation des services intrants

7.2.2.1. La situation actuelle : des bouquets de services multifonctionnels dans les territoires « herbagers »

Le second type de système d'élevage concerne avant tout l'élevage de ruminants et se caractérise par un degré d'autonomie que l'on cherche élevé. La logique est ici d'adapter les pratiques aux potentialités du milieu sans nécessairement chercher à maximiser la production (Delaby and Fiorelli, 2014). Ces systèmes visent à réduire les intrants notamment pour constituer la ration de base, d'où un recours privilégié à la prairie, ce qui nous conduit à les qualifier d'herbagers autonomes. Ils n'excluent cependant pas l'achat d'intrants par exemple de concentrés, notamment en zones de montagne où ceux-ci ne peuvent pas être produits sur l'exploitation du fait d'un contexte pédoclimatique défavorable. Le niveau de production global est en général plus faible que dans le premier type de systèmes. Les territoires à dominante herbagère offrent des bouquets de services moins productifs que le premier type mais présentent des atouts et une bonne image auprès du consommateur en termes de préservation de l'environnement, et de qualité des produits. Ce type de systèmes correspond par exemple aux cas-types AOP Massif central, AOP Suisse, Franche-Comté, marais, systèmes transhumants et système ovins Bio discutés dans le chapitre 6. Dans cette partie, nous décrivons à la fois la situation actuelle moyenne comme nous le faisons pour les deux autres types de territoires Fig. 7.7 mais nous illustrons les bouquets de services (Fig. 7.8) grâce à trois exemples qui couvrent le gradient de chargement mis en évidence dans la carte Européenne présentée dans le chapitre 6.

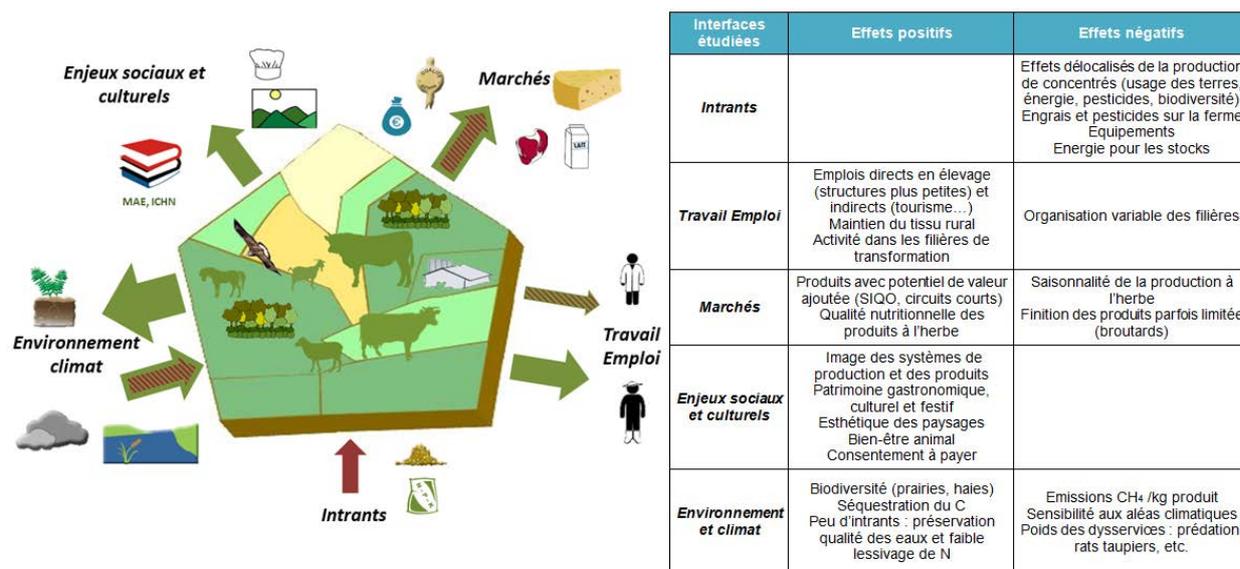


Figure 7.7 : Schéma du bouquet de services correspondant aux territoires herbagers

Ainsi dans les systèmes herbagers autonomes, rechercher à maximiser la production (par unité de surface ou par animal) n'est pas systématique. L'objectif principal consiste plutôt à valoriser les ressources disponibles localement ce qui réduit l'utilisation d'intrants de synthèse, en premier lieu les produits phytosanitaires sur les cultures, mais aussi la fertilisation minérale des prairies, et la mécanisation dans ces systèmes très « pâturant ». Le niveau de production par animal ou par unité de surface est en général plus faible que pour le premier type de système. La logique d'autonomie se traduit par la production d'une part importante du fourrage sur l'exploitation, l'utilisation de races adaptées aux conditions environnementales (la robustesse des animaux résulte d'un équilibre entre traits productifs et adaptatifs, tels que la mobilisation des réserves corporelles ou la facilité de reproduction (Phocas *et al.*, 2016), et nécessite un plus faible niveau d'investissements. Cette recherche d'autonomie rend ces systèmes relativement résilients aux aléas économiques (Delaby and Fiorelli, 2014). Néanmoins, ils sont en général plus sensibles aux aléas climatiques dont dépendent l'essentiel des ressources fourragères utilisées. Ces systèmes sont fortement adaptés à leur environnement et localement ancrés dans des territoires dont ils font partie intégrante de l'identité. Leurs productions sont ainsi plus facilement valorisables sous signe de qualité de type AOP/IGP, même si une telle voie n'est pas systématique. Il existe cependant des variations autour de cette tendance générale. En effet, chez certains éleveurs, la motivation productive est forte, la maximisation de la production étant le moyen privilégié d'accroître le revenu. De plus, certains cahiers des charges AOP tolèrent des niveaux d'apports de concentrés élevés, jusqu'à 1 800 kg par vache⁴, ce qui nuance l'idée que tous ces systèmes misent sur une recherche d'autonomie alimentaire.

⁴ Cahier des charges de l'appellation d'origine « Comté » : <https://www.inao.gov.fr/fichier/PNOCDCComte.pdf>

Cahier des charges de l'appellation d'origine « Reblochon » : <https://www.inao.gov.fr/fichier/PNOCDReblochon.pdf>

Cahier des charges de l'appellation d'origine « Saint-Nectaire » : <https://www.inao.gov.fr/fichier/PNOCDSaintnectaire.pdf>

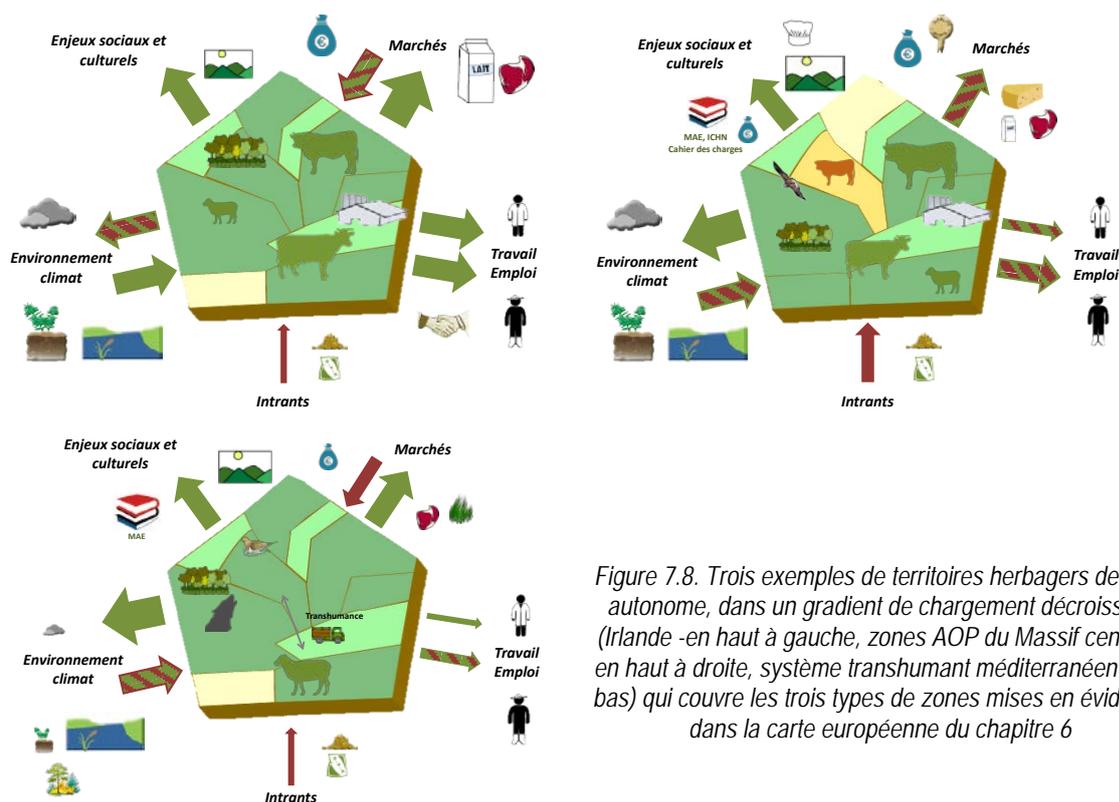


Figure 7.8. Trois exemples de territoires herbagers de type autonome, dans un gradient de chargement décroissant (Irlande -en haut à gauche, zones AOP du Massif central - en haut à droite, système transhumant méditerranéen – en bas) qui couvre les trois types de zones mises en évidence dans la carte européenne du chapitre 6

De manière générale, les systèmes herbagers entretiennent des écosystèmes à haute valeur patrimoniale comme les prairies semi-naturelles, et des paysages caractéristiques tels que les prairies de fauche fleuries au printemps, les paysages de bocage et les parcours (chapitre 4.5). Dans ces territoires un enjeu clé est ainsi de favoriser le maintien ou d'accroître la production sans dégrader les services environnementaux. Une partie du recul des prairies permanentes en France est attribuée à la déprise agricole dans les zones les moins productives et les plus difficiles à exploiter comme les prairies de montagne (Puydarrieux and Devaux, 2013). L'intensification de la conduite des prairies est également un facteur de réduction de la biodiversité de ces écosystèmes (Gaujour *et al.*, 2012). Dans le cas de production sous indication géographique, la typicité des territoires est indissociable de l'image de ces productions (cf. chapitres 6.1 et 6.6). Ces systèmes étant souvent présents de longue date dans les territoires, ils contribuent aussi à leurs traditions culturelles : transhumance, courses camarguaises,... Le lien fort à l'environnement local se traduit par de nombreuses interactions avec les écosystèmes, ces systèmes d'élevage étant non seulement utilisateurs des services intrants fournis par les écosystèmes mais étant également partie intégrante de leur fonctionnement. La fauche ou le pâturage des animaux entretiennent prairies et parcours qui fournissent des services écosystémiques utilisés par d'autres productions (e.g. apiculture et arboriculture) et d'autres secteurs de l'économie (tourisme). La contrepartie de cette forte intégration aux écosystèmes est une plus grande sensibilité à des perturbations de nature environnementale : incertitude climatique qui module la pousse de l'herbe, prédation, invasion de campagnols terrestres, parasitisme,... Les conditions de production de ces systèmes d'élevage (carrières des animaux plus longues, moindre efficacité alimentaire...) font qu'ils génèrent plus d'émission de gaz à effet de serre par unité de produit que les élevages majoritaires dans les territoires à haute densité animale. Cependant, du fait de leur faible densité animale et du rôle des prairies permanentes dans la séquestration du carbone, leur impact environnemental par unité de surface reste en général limité, tout particulièrement pour des impacts locaux comme l'eutrophisation. Par ailleurs, ces systèmes n'entrent pas nécessairement en concurrence avec l'alimentation humaine notamment lorsqu'ils utilisent majoritairement des espaces protégés au titre de l'environnement sur lesquels on ne pourrait pas faire de cultures : prairies d'altitude souvent en pente, parcours ou zones humides.

Sur le plan de l'emploi, ces systèmes herbagers présentent une structure différente de celle des systèmes du type productif. Leur plus faible productivité par hectare pourrait laisser penser que les exploitations nécessitent une surface supérieure pour dégager un revenu comparable, et qu'elles créent ainsi moins d'emplois à l'échelle du territoire. Or, même avec des niveaux de chargement plus faibles, les revenus par hectare peuvent s'avérer comparables à ceux de systèmes beaucoup plus intensifs d'un même territoire. Par exemple, Benoit et al. (1997) ont calculé que les fermes ovines spécialisées (avec moins de 10% de cultures dans la SAU) et faiblement chargées (en moyenne 0,95 UGB/ha) du Montmorillonnais avaient un revenu par ha de 172€ ; les exploitations les plus intensives ont un chargement moyen de 1,37 UGB/ha et affichent un revenu par ha de 164€ (Benoit *et al.*, 1997). Les revenus sont donc comparables avec des effectifs animaux 30% plus faibles pour une même surface agricole. Par ailleurs, Garambois et Devienne ont montré que les élevages herbagers avaient en général des surfaces d'exploitations inférieures à celle des exploitations intensives, ce qui accroît la densité des fermes à l'échelle du territoire (Garambois and Devienne, 2010). Cela pourrait avoir des conséquences positives directes et indirectes sur l'emploi local, et ceci d'autant plus que l'activité territoriale de ces fermes est moins dépendante d'importations de matières premières, dont l'énergie et les aliments du bétail. Dans les systèmes AOP, la structuration des filières est très variable (cf. chapitre 6.1) ce qui génère des effets contrastés sur l'emploi dans les territoires. L'évaluation quantitative précise de la contribution de ces systèmes d'élevage à l'emploi dans les territoires reste difficile. Dans les territoires de faible densité de population, ces élevages jouent cependant, dans la plupart des cas, un rôle prépondérant dans le maintien du tissu social. Ce type d'élevage peut également permettre la pluriactivité des exploitations, comme des territoires ruraux : activités d'accueil, association entre élevage et tourisme, etc. Sur le plan des débouchés, ils peuvent faire l'objet de valorisations marchandes très variées (SIQO, circuits courts, vente directe, actions de patrimonialisation, notamment dans des cadres touristiques, etc.). Le développement important, ces trente dernières années, d'une économie de la qualité dans le domaine alimentaire (Nicolas *et al.*, 1995 ; Valceschini and Lagrange, 2007) montre qu'ils sont prisés par un nombre croissant de consommateurs.

Les menaces qui pèsent sur les systèmes herbagers proviennent à la fois de l'intensification des pratiques agricoles et des dynamiques démographiques et économiques de déprise à l'œuvre au sein du tissu agricole dans certains territoires :

- Un exemple de menace du premier type est donné par le cas du Massif central dans lequel l'uniformisation des pratiques à l'échelle régionale, avec par exemple le développement de l'ensilage d'herbe qui exploite les couverts très précocement, semble une menace plus importante pour la biodiversité que l'intensification locale de quelques parcelles (Carrère *et al.*, 2002) ; chapitre 6.1). Le cas de l'Irlande (chapitre 6.2) montre également d'une situation où le développement d'une filière intégrée dans des systèmes alimentaires globalisés n'a pu être conduit qu'au prix d'un accroissement des pressions environnementales.
- Un exemple de menace du second type est illustré par les Pyrénées, où les tendances actuelles de diminution du nombre et d'agrandissement des exploitations concentrent la fauche et le pâturage en fond de vallée. La déprise agricole a pour conséquence de réduire l'utilisation de certaines parcelles de pentes intermédiaires plus difficilement exploitables, qui plus est dans un contexte de pression foncière important en zones touristiques. Or, l'entretien des zones de pentes intermédiaires est particulièrement important vis-à-vis du maintien de l'ouverture des paysages et de la préservation du patrimoine bâti (Gibon *et al.*, 2015).

Un compromis fréquemment recherché pour répondre aux deux types de menaces précitées vise à préserver les bonnes performances environnementales de ces systèmes sans pour autant pénaliser (voir en développant) leur potentiel de production. Nous proposons dans la partie suivante des leviers d'action dans les territoires herbagers allant dans ce sens. Ces différents leviers s'inscrivent principalement dans la seconde voie de modernisation écologique des systèmes d'élevage qui favorise l'utilisation des services écosystémiques. Nous présenterons d'abord les leviers au niveau des troupeaux et exploitations d'élevage, puis des leviers d'action au niveau des territoires.

7.2.2.2. Les leviers d'actions dans les exploitations herbagères : gérer les compromis entre production et biodiversité de la parcelle jusqu'à l'exploitation.

Au niveau des pratiques, le choix de la période de pâturage est un facteur clé pour arbitrer la performance productive et environnementale des systèmes herbagers. Le pâturage tardif ou l'exclusion temporaire de certaines parcelles destinées à la fenaison au pic de floraison augmentent l'intensité de floraison des prairies et leur valeur esthétique, ainsi que la diversité des insectes qu'elles abritent (dont les pollinisateurs), sans nécessairement réduire le chargement ni les performances animales (Farruggia *et al.*, 2012 ; Scohier *et al.*, 2013 ; Sjödin, 2007). Réduire le chargement et le niveau de fertilisation minérale et organique des prairies semi-naturelles permet généralement d'accroître leur richesse floristique et faunistique (Dumont *et al.*, 2009 ; Jerrentrup *et al.*, 2014 ; Klimek *et al.*, 2007) mais avec le risque d'impacter négativement les quantités de lait ou de viande produites par unité de surface. Les fauches tardives permettent également la nidification de nombre d'espèces d'oiseaux. Ces parcelles temporairement non utilisées permettent de compenser les effets d'une utilisation intensive d'autres surfaces de l'exploitation (Franzen and Nilsson, 2008). C'est le principe des surfaces de compensation écologiques instaurées dès le milieu des années 1990 en Suisse, et qui imposent une gestion environnementale sur 7% des parcelles exploitables d'une exploitation. La localisation de ces parcelles peut se raisonner afin de créer des corridors écologiques (Öckinger and Smith, 2007) qui maximisent leurs bénéfices environnementaux. La conservation des milieux semi-naturels, en particulier des prairies permanentes diversifiées et des haies répond à des objectifs de conservation de la biodiversité, mais réduit les niveaux de production du fait de la moindre productivité de ces prairies et peut engendrer un temps de travail accru (par exemple pour gérer de petites parcelles ou entretenir des haies) ; ainsi les mesures agri-environnementales restent-elles un levier nécessaire pour inciter les éleveurs à préserver ces éléments naturels. La recherche de compromis entre la performance productive et écologique des systèmes herbagers va donc au-delà du mode de conduite des parcelles.

A l'échelle de l'exploitation, l'objectif de préservation de la biodiversité prairiale conduit à conserver des prairies riches en légumineuses (Goulson *et al.*, 2005), des bandes enherbées en bordure de parcelles (Marshall *et al.*, 2006) et promeut une utilisation diversifiée des surfaces (Weibull *et al.*, 2000). Le résultat du compromis dépend alors de la proportion des différents types d'usages agricoles dans l'exploitation ainsi que du type d'exploitation (Sabatier *et al.*, 2015). En zones de montagne, les innovations cherchent à optimiser la gestion du système fourrager, ou à supprimer l'usage des concentrés dans des systèmes extensifs valorisant des prairies diversifiées (Farruggia *et al.*, 2012). Dans cette étude, l'optimisation du fonctionnement du système fourrager permet de disposer de fourrages de bonne valeur nutritive tout en préservant la biodiversité des prairies et se traduit par une production laitière qui persiste plus longtemps durant la saison de pâturage. Les laits ont un profil en acides gras intéressant (avec notamment une plus forte concentration en acide linoléique et en acide oléique, et une plus faible teneur en acide palmitique), mais les différences de qualité sensorielle des fromages restent limitées. La maîtrise de la reproduction est un verrou majeur dans de tels systèmes (Pires *et al.*, 2015). Ceci soulève la question des génotypes à utiliser dans les systèmes très bas-intrants qui sollicitent les capacités adaptatives des animaux. On cherchera en priorité des races caractérisées par leur rusticité, leur capacité de « finition » des produits à l'herbe, leur résistance au parasitisme, leur aptitude à la marche, leur résistance au froid ou à l'humidité et leur autonomie de mise bas (Boissy *et al.*, 2005 ; Grandin and Deesing, 2014). Associer plusieurs espèces pour bénéficier des synergies permises par la mixité (Dumont *et al.*, 2013) constitue une autre option technique. Celle-ci nécessite que l'éleveur acquière des compétences et ait un intérêt vis-à-vis de ces différentes espèces. L'intérêt de la mixité réside dans une meilleure utilisation des couverts pâturés et donc de meilleures performances animales (d'Alexis *et al.*, 2014), une diminution de la pression parasitaire qui s'exerce sur les animaux par effet de dilution (les larves consommées par une espèce non compatible sont perdues) et une diversification des productions qui tamponne la marge brute de l'exploitation. La gestion de plusieurs troupeaux pourrait en revanche alourdir la charge de travail, et actuellement peu de références sont disponibles pour optimiser la gestion de tels systèmes.

Les atouts de la prairie sur le plan environnemental ne se limitent pas à la biodiversité. En effet, l'alimentation à l'herbe est également favorable à la réduction des émissions de gaz à effet de serre par kilo de produit car ceci conduit à limiter les achats d'aliments du bétail et les impacts indirects des produits phytosanitaires nécessaires à

leur production (Veysset *et al.*, 2010). Les systèmes en agriculture biologique présentent de ce point de vue un intérêt particulier en raison de la réduction de l'utilisation de concentrés et surtout de la fertilisation azotée (Casey and Holden, 2006). Plus largement, il existe, dans les systèmes herbagers, un lien assez naturel entre l'efficacité technique ou économique du système et un impact environnemental favorable mesuré au travers des émissions de gaz à effet de serre ou de la consommation d'énergie ramenée au kg de produit (Benoit and Dakpo, 2012 ; Veysset *et al.*, 2015). Sur les parcours du Causse, Jouven *et al.* (2011) ont par exemple modélisé qu'il était possible de faire passer l'autonomie alimentaire d'une exploitation de 73 à 93% en repensant le fonctionnement du troupeau ovin viande (c'est-à-dire en faisant coïncider les périodes d'agnelage avec la pousse de l'herbe) et l'utilisation des surfaces pastorales (en fertilisant de façon modérée certaines parcelles pour bénéficier de plus d'herbe précocement en saison) (Jouven *et al.*, 2011). Ainsi, malgré une légère baisse de la productivité animale de l'ordre de 6%, le résultat économique progresse de 40%, les émissions de gaz à effet de serre sont stables (-3%) et la consommation d'énergie diminue de 29%. Le résultat économique global est également moins sensible aux aléas techniques et économiques. La meilleure rentabilité économique d'un tel système est un facteur de maintien de l'élevage ovin dans ces milieux.

7.2.2.3. Au niveau des territoires herbagers : des démarches collectives pour gérer les compromis entre services écosystémiques et production tout en préservant le tissu rural

L'identification des produits animaux par des signes de qualité (appellations d'origine, labels,...) peut être un moyen efficace de valorisation économique compatible avec un haut niveau d'exigences environnementale. Dans ces situations, l'organisation des filières prend une importance majeure et ceci indépendamment des volumes de production comme l'illustrent les exemples des AOP Comté et Laguiole (chapitre 6.1). Des gouvernances territoriales des filières caractérisées par la transparence des prix et des mécanismes institutionnels de régulation permettent alors de préserver l'avantage compétitif procuré par le lien entre le produit et le territoire. De telles configurations institutionnelles sont dans l'ensemble favorables à la vitalité territoriale (meilleure rémunération des producteurs, création d'emplois grâce à la transformation locale des produits) et aux services environnementaux, par exemple via l'interdiction des ensilages. Ces filières, souvent présentées comme des « modèles », s'avèrent cependant difficilement reproductibles : les conditions de leur transférabilité à d'autres territoires font donc l'objet de nombreuses interrogations. Les articulations entre gouvernances sectorielle et territoriale constituent un maillon essentiel de toutes ces réflexions. Dans « L'essai d'écologie territoriale, l'exemple d'Aussois en Savoie », Bonaudo *et al.* consacrent un chapitre au système agro-alimentaire de cette région de montagne qui est passée d'une agriculture agropastorale vivrière (1925-1960) à un système pastoral spécialisé (1965-2013) valorisant essentiellement des produits sous labels, le fromage de Beaufort et dans une moindre mesure l'agneau de Sisteron (Bonaudo *et al.*, 2015). Les flux de matières sont approchés par les flux d'azote. La comparaison des flux montre l'importance des changements sur une période courte. D'un système autonome en azote on est passé à un système ouvert et beaucoup plus dépendant des marchés grâce à un découplage des cycles biogéochimiques. Ceci se traduit par des flux monétaires beaucoup plus importants (marchés, subventions, crédits) qui conditionnent dorénavant les flux de matière. Cette dépendance fragilise le système local face aux chocs extérieurs et à l'endettement (bien qu'encore faible dans le cas de l'Aussois). L'activité pastorale en permettant le maintien de paysages ouverts participe à l'attrait touristique du territoire. La certification des produits est essentielle en garantissant une stabilité des prix.

A l'échelle du paysage, on retrouve des possibilités d'arbitrage entre la performance productive et la performance écologique des territoires. Au-delà de la proportion des différents types fonctionnels d'usages agricoles, leur agencement spatial offre de nouveaux leviers avec une plus grande probabilité de concilier les deux types de performance dans des organisations paysagères complexes (Sabatier *et al.*, 2014) – Figure 7.9.. Préserver les infrastructures paysagères telles que les haies, les arbres isolés, les murets, les bandes enherbées, etc. prend une importance majeure pour la biodiversité, car celles-ci jouent un rôle de corridors écologiques qui relient entre eux des habitats vitaux pour une espèce. Les paysages de bocage sont exemplaires à cet égard ; leur cohésion spatiale augmente avec la longueur totale des haies, mais conserver et développer celles-ci génère des coûts d'entretien ou d'installation.

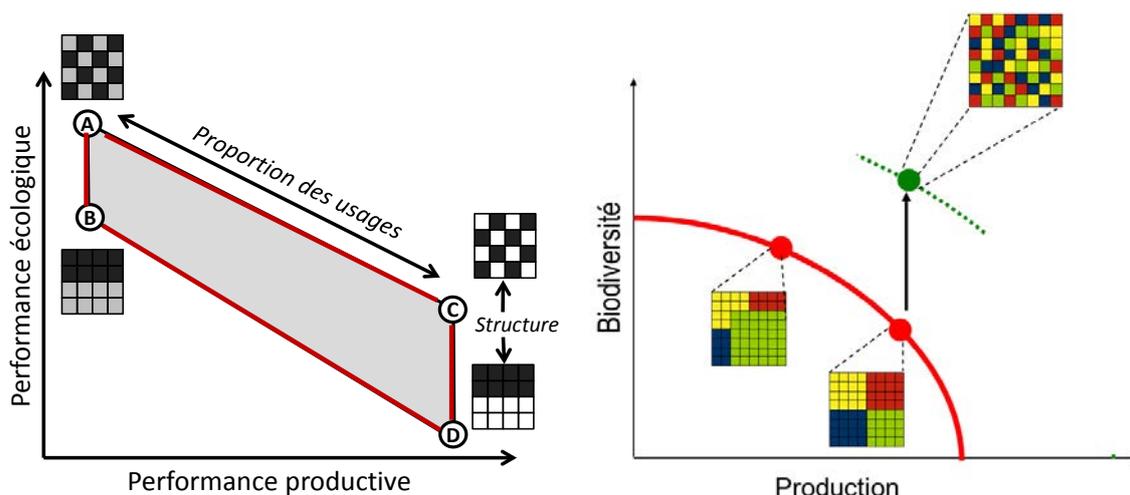


Figure 7.9. Relations entre production agricole et performance écologique dans le cas d'un paysage composé d'usages agricoles complémentaires sur le plan écologique (d'après Sabatier et al. 2014)

Par ailleurs, les nouvelles formes d'organisations collectives pour la valorisation des haies en bois énergie peuvent améliorer les revenus agricoles et rémunérer le travail occasionné par l'entretien des haies (Pierre, 2016; Tritz, 2012 ; 2013). De la même manière, dans les prairies alpines, une démarche participative a permis de proposer différents scénarios de gestion collective du territoire. Au-delà de la hiérarchisation des services, l'enjeu est de trouver des solutions d'aménagement de l'espace susceptibles d'être adoptées par l'ensemble des acteurs locaux. La perception des synergies et des antagonismes entre services dépend également de la position et des intérêts des différents acteurs, et des échelles d'espace et de temps considérées (Duru *et al.*, 2015 ; Rodriguez *et al.*, 2006). Ainsi, Lamarque et al. ont tenté de comprendre comment la connaissance des services écosystémiques et leur valeur influençaient les pratiques des éleveurs (Lamarque *et al.*, 2014). Par un jeu de rôle, ceux-ci pouvaient apprécier les conséquences de leurs pratiques sur la fourniture de services écosystémiques et les adapter afin d'en améliorer le niveau. Plus globalement, une gouvernance territoriale impliquant les gestionnaires des ressources naturelles et les acteurs de l'élevage semble nécessaire pour développer des solutions pérennes dans les territoires à forts enjeux « naturels ». Ces formes de gouvernance peuvent passer par des divers dispositifs tels que les mesures agri-environnementales, ou les baux ruraux environnementaux. La recherche de compromis est facilitée par des démarches participatives intégrant les différents acteurs concernés y compris les professionnels du tourisme et les acteurs ayant un usage récréatif de ces espaces dont les promeneurs et les chasseurs (cf. chapitre 6.7), mais ceci suppose une maîtrise des limites inhérentes à ce type de démarche.

Principaux enseignements

Les systèmes d'élevage des territoires herbagers autonomes se caractérisent par le fort recours au pâturage qui permet de valoriser des milieux difficilement utilisables pour d'autres productions. En cela ils n'entrent pas (ou peu) en compétition avec les productions végétales destinées à l'alimentation humaine. En valorisant les prairies et les parcours, ils contribuent à l'entretien d'écosystèmes caractéristiques et fournissent par la même une grande diversité de services. Sur le plan environnemental par exemple, ils contribuent au maintien d'une biodiversité riche et caractéristique des milieux ouverts mais aussi contribuent à la prévention de certains risques naturels (érosion, incendies,...). Sur le plan culturel et patrimonial, ils sont un point central du maintien de nombreux paysages caractéristiques (Alpages, garigues,...). Enfin, en maintenant des activités économiques dans des espaces autrement délaissés ils sont un maillon clef du maintien de la cohésion rurale et de la lutte contre la désertification (Chapitre 5.9). Dans des contextes favorables (sur le plan pédoclimatique mais aussi socio-économique), ces systèmes peuvent montrer des résultats économiques très intéressants en alliant un faible niveau de charges (lié à leur grande autonomie) et une bonne valorisation des produits lorsque ceux-ci sont

adossés à des signes de qualité qui permettent de valoriser les services environnementaux et culturels de l'élevage. En revanche lorsque ces services ne peuvent être valorisés, les territoires herbagers sont soumis à la double menace de l'intensification et de l'abandon. Cette expertise met en avant plusieurs leviers d'action pour limiter ces risques (synthésisés dans le Tableau 7.4), mais en lien à la nature même de ces systèmes, l'efficacité de ces leviers reste très dépendante des conditions pédoclimatiques locales et les solutions présentées ici ne peuvent être envisagée qu'en adéquation avec le contexte local.

Tableau 7.4 : Principaux leviers d'action proposés pour les territoires de type « herbager »

	Voie 2 : valorisation des services écosystémiques
<i>Situation actuelle</i>	<p>Bouquets de service avec forte expression des services de qualité environnementale et patrimoniale - Niveau d'autonomie élevé, mais plus faible niveau de production par animal ou par unité de surface que dans le type « productif »</p> <p><i>Menaces : intensification des pratiques agricoles et dynamiques démographiques de déprise</i></p>
Echelle : Troupeau Exploitation	<p>Raisonner l'utilisation des prairies par une approche systémique de l'alimentation, la santé et l'environnement</p> <ul style="list-style-type: none"> • Raisonner la conduite du pâturage en fonction de compromis entre production et environnement : <ul style="list-style-type: none"> - <i>(pâturage ou fauche tardifs ou exclusion de parcelles, surfaces de compensations écologiques en Suisse, ...)</i> - <i>Conserver des prairies riches en légumineuses et des infrastructures agroécologiques (haies, bois, bandes enherbées, ...)</i> • Repenser la gestion du troupeau en lien avec la pousse de l'herbe <ul style="list-style-type: none"> - <i>Mettre en cohérence les exigences alimentaires des troupeaux et la qualité des fourrages (période de vélages, type d'animaux, de récoltes...)</i> - <i>Optimiser la gestion du système fourrager et/ou supprimer l'usage des concentrés dans des systèmes extensifs valorisant des prairies diversifiées</i> - <i>Développer la mixité des troupeaux (ovin-bovin, ...) pour valoriser l'herbe et limiter les parasites</i>
Echelle : Territoire	<p>Organisation territoriale pour des projets à haute valeur environnementale et économique</p> <ul style="list-style-type: none"> • Maintenir et développer des filières de produits de qualité <ul style="list-style-type: none"> - <i>Raisonner les gouvernances territoriales des filières de qualité caractérisées par la transparence des prix et des mécanismes institutionnels de régulation (AOP Laguiole, Cantal)</i> - <i>Développer de nouvelles formes d'organisations collectives pour la valorisation des haies en bois énergie</i> • Développer des cercles d'information et lieux d'apprentissages : <ul style="list-style-type: none"> - <i>pour les agriculteurs sur l'effet de leurs pratiques sur les services écosystémiques</i> - <i>Développer des discussions collectives entre acteurs locaux concernés par les évolutions de l'élevage (éleveurs et acteurs de la filière, tourisme, ONG, ...)</i> • Favoriser les organisations paysagères complexes (connectivité de la trame verte : haies, les arbres isolés, les murets, les bandes enherbées, ...)

7.2.3. D'autres voies de gestion des compromis entre services permises par les systèmes de polyculture-élevage

7.2.3.1. La situation actuelle : des bouquets de services rendus par l'élevage appauvris par la diminution de l'élevage dans les territoires de cohabitation entre cultures et élevage

En associant productions animales et végétales, les territoires de polyculture-élevage fournissent de nombreux services, en particulier des services intrants en améliorant la qualité des sols et l'hétérogénéité des paysages (Moraine *et al.*, 2014 ; Ryschawy *et al.*, 2016b). Une réelle intégration entre cultures, élevage et prairies représente alors un moyen efficace de boucler les cycles biogéochimiques, en particulier de re-coupler les cycles du carbone et de l'azote (Soussana and Lemaire, 2014). La recherche d'autonomie au sein des exploitations de polyculture-élevage favorise le lien au sol et permet une diversification des rotations et des assolements. En particulier, l'insertion dans les rotations de prairies riches en légumineuses ou de cultures de protéagineux fait entrer l'azote atmosphérique dans le système et stabilisent le rapport C/N de la matière organique du sol. Dans l'idéal, l'alimentation des animaux privilégie les céréales et les graines d'oléo protéagineux produites localement, et leurs déjections fertilisent ces cultures, transformant un risque de nuisance sur l'environnement en un coproduit qui permet de réduire la fertilisation minérale (chapitre 4, sols). Par ailleurs, les exploitations de polyculture-élevage peuvent réaliser des économies de gamme via l'élaboration conjointe de différents types de produits. Ainsi les systèmes de polyculture-élevage représentent-ils un modèle éco-efficace d'agriculture qui permet de hauts niveaux de production par unité de surface, tout en limitant l'usage des intrants de synthèse et les pollutions (Wilkins, 2008). Une réelle complémentarité entre les ateliers s'avère cependant nécessaire pour obtenir de bonnes performances économiques et environnementales, comme cela a par exemple été montré dans le cas de l'agriculture biologique (Liu *et al.*, 2016; Moraine *et al.*, 2014), ou en agriculture conventionnelle en zone défavorisée (Benoit and Laignel, 2011 ; Ryschawy *et al.*, 2012) cf. chapitre 6.5 polyculture-élevage).

Malgré ces intérêts potentiels, de nombreux travaux soulignent les problèmes d'organisation du travail dans les exploitations de polyculture-élevage (Gédouin, 2008 ; Ryschawy *et al.*, 2012; Veysset *et al.*, 2005 ; Wilkins, 2008). La charge de travail est généralement élevée dans les exploitations de polyculture-élevage (chapitre 5.8). Actuellement, elles ont une productivité du travail (exprimée en EBE/UTA non salarié) en moyenne plus faible que les exploitations de grandes cultures, et au sein de l'UE elles ne dégagent en général pas de hauts revenus à l'exception de la France, la Belgique ou l'Italie (cf. chapitre 1). Ces éléments ont fortement influé sur la diminution des exploitations de polyculture-élevage, par ailleurs difficile à transmettre du fait d'un plus fort capital lié aux besoins des ateliers d'élevage et de cultures (matériel, surfaces, bâtiments, etc.) et d'un besoin spécifique de compétences en élevage et en cultures. Le système dominant de type polyculture-élevage correspond au cas-type 6.5 décliné dans ce document autour du bassin Tarn-Aveyron, du Montmorillonnais et de la Bresse, et aux systèmes de poulets labels (chapitre 6.7) ; il est schématisé figure 7.10.

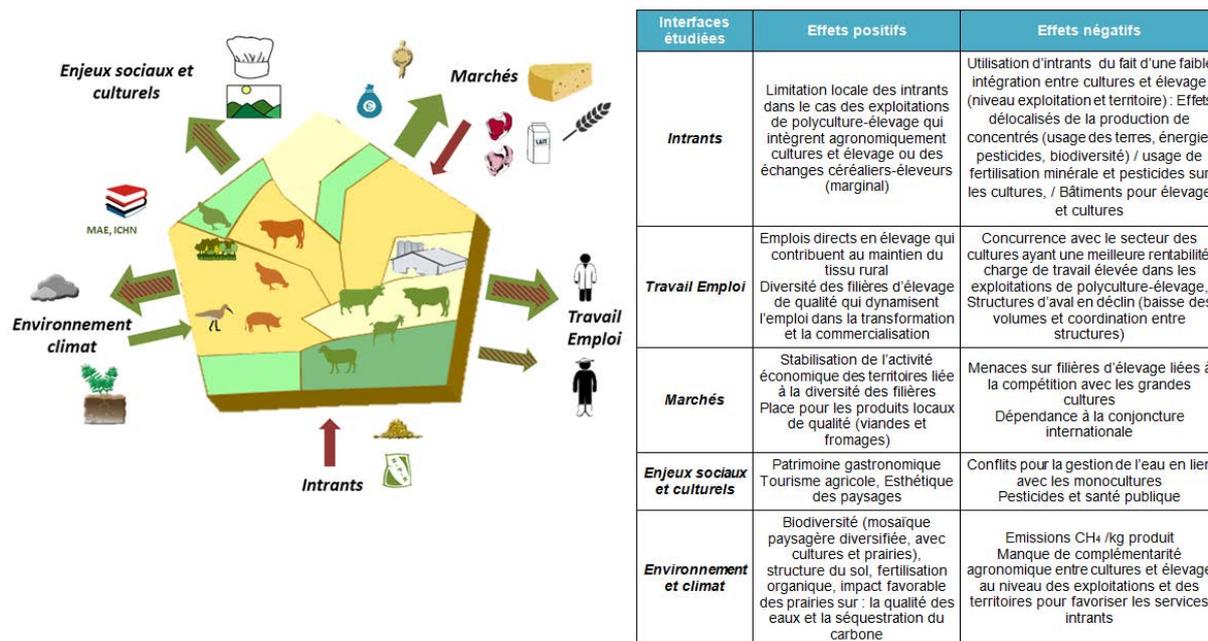


Figure 7.10. Schéma du bouquet de services correspondant aux territoires de cohabitation entre cultures et élevage

A l'inverse de ce que l'on observe dans les territoires à « haute densité animale », la charge animale a fortement diminué dans les territoires de polyculture-élevage dans lesquels l'élevage souffre d'une forte concurrence avec les grandes cultures, plus rentables économiquement et plus simples à gérer en terme d'organisation du travail. La monoculture a été largement plébiscitée par les marchés et les politiques publiques de modernisation agricole aux dépens des exploitations de polyculture-élevage (Ryschawy *et al.*, 2013). Cette dynamique a également conduit à un appauvrissement en matière organique des sols dans les zones de grandes cultures, aujourd'hui largement reconnu au niveau scientifique et technique (Ademe, 2014 ; Perrot *et al.*, 2012 ; Soussana and Lemaire, 2014), cf. objectif 4/1000 du Ministère). Enfin, dans le bassin Tarn-Aveyron, la monoculture de maïs est remise en cause par l'Agence de l'eau, les écologistes et les scientifiques travaillent sur l'identification d'alternatives (Murgue *et al.*, 2015) car l'irrigation du maïs pose des problèmes de gestion quantitative de l'eau en été. Les conflits sur l'usage de l'eau conduisent à de véritables crises sociales qui dépassent le monde agricole et pourraient constituer de véritables leviers pour la transition agroécologique des systèmes agricoles locaux.

Dans les territoires où coexistent encore des exploitations de grandes cultures et d'élevage, une diversité de paysages favorables à la biodiversité peut encore être observée et les problèmes environnementaux se font moins sentir. Dans le bassin Tarn-Aveyron, par exemple, les acteurs locaux mettent en avant la renommée et la diversité des filières de qualité pour les produits issus des systèmes herbagers et monogastriques, qui sont des piliers du patrimoine et de l'économie locale. La coexistence de ces systèmes est une richesse pour la zone, à la fois en termes de paysage, d'offre gastronomique pour les touristes et de qualité environnementale. Pourtant on observe toujours une tendance à l'hyperspécialisation de petits territoires en grandes cultures par exemple dans le Montmorillonais, où de moins en moins d'exploitations maintiennent de l'élevage et les prairies sont largement menacées.

Compte-tenu de cette situation actuelle, deux types de menaces pèsent sur les exploitations de polyculture-élevage et les territoires où cohabitent cultures et élevages :

- Tout d'abord, dans la pratique, la mise en œuvre des interactions entre les ateliers d'élevage et de cultures qui est à la base des propriétés du système, n'est pas toujours réalisée ou ne l'est que partiellement (Perrot *et al.*, 2012 ; Ryschawy *et al.*, 2014 ; Sneessens *et al.*, 2014). Ainsi, la majorité des exploitations de polyculture-élevage ne fonctionnent-elles pas sur le principe d'économies de gamme mais sur une logique d'économie d'échelle, comme les systèmes spécialisés. Moraine *et al.* ont

conceptualisé le fonctionnement des systèmes de polyculture-élevage en montrant que l'interaction pouvait être plus ou moins forte entre les animaux, les prairies et les cultures (Moraine *et al.*, 2014) – Figure 7.11. S'il y a une déconnexion entre les ateliers, les bénéfices potentiels ne sont pas obtenus. Des observations en réseaux de fermes montrent alors que les exploitations de polyculture-élevage n'ont alors pas de meilleures performances économiques, ni environnementales que les fermes d'élevage spécialisées (Perrot *et al.*, 2012; Ryschawy *et al.*, 2012 ; Veysset *et al.*, 2014). Produire à la fois des cultures et des produits animaux tamponne cependant les fluctuations interannuelles du marché.

- Ensuite, malgré ces intérêts potentiels, de nombreux travaux soulignent les problèmes d'organisation du travail dans les exploitations de polyculture-élevage (Gédouin, 2008 ; Ryschawy *et al.*, 2012; Veysset *et al.*, 2005 ; Wilkins, 2008). La moindre productivité du travail et les besoins élevés en compétences ne favorisent pas le maintien ou l'adoption d'exploitations de polyculture-élevage. Enfin les dynamiques d'échanges céréaliers-éleveurs même si elles permettent potentiellement certains bénéfices environnementaux relèvent d'organisations complexes et n'atteignent pas toujours les effets positifs attendus sur l'environnement (Regan *et al.*, 2015). Ces démarches sont encore anecdotiques à ce jour.

Au niveau du territoire, la cohabitation entre élevage et cultures offre néanmoins une gamme de leviers plus large pour concilier performances productives et environnementales, notamment via les interactions entre composantes du système et le bouclage des cycles biogéochimiques. A ce titre, ces systèmes peuvent relever des deux voies de modernisation écologique précitées. Dans la partie suivante, des leviers d'action seront présentés au niveau des exploitations de polyculture-élevage puis plus largement des territoires.

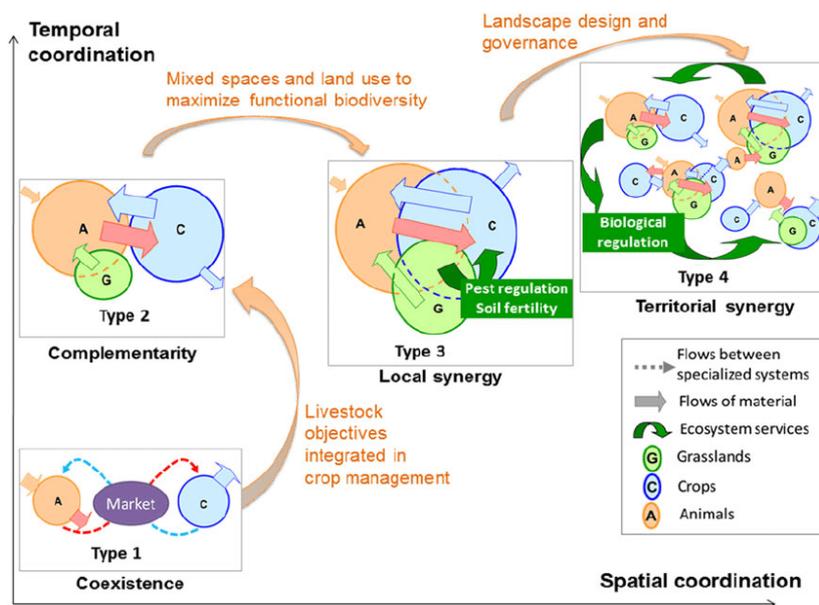


Fig. 7.11. Représentation conceptuelle des différents degrés de complémentarités spatio-temporelles entre cultures et élevage au niveau de l'exploitation et du territoire de cohabitation entre cultures et élevage.

Ce modèle décrit trois entités à coordonner dans les dimensions spatiales et temporelles : les animaux, les cultures et les prairies, dont le niveau de « recouplement » détermine le « degré d'intégration », de la simple coexistence à la complémentarité puis à la synergie. L'accroissement du degré d'intégration augmente le potentiel de bénéfices, par exemple, le recyclage des nutriments est plus important lorsque les fourrages produits dans les systèmes de culture sont utilisés directement par les animaux dont les déjections reviennent pour fertiliser les cultures, soit via une coordination temporelle (récolte puis distribution des fourrages puis épandage des déjections), soit via une coordination spatiale et temporelle (pâturage direct de surfaces fourragères ou résidus de cultures). Des échanges de parcelles peuvent représenter une forme assez aboutie d'intégration culture – élevage, une prairie éventuellement pâturée, gérée par l'éleveur, pouvant entrer dans la rotation d'un céréalier. Ces formes approfondies de coordination (complémentarité, synergie) nécessitent bien sûr une coordination technique et organisationnelle entre agriculteurs. (adapté de (Martin *et al.*, 2016 ; Moraine *et al.*, 2014 ; Moraine *et al.*, 2016 ; Ryschawy *et al.*, 2016b).

7.2.3.2 Des leviers d'actions pour améliorer l'efficacité des systèmes de polyculture-élevage en introduisant des animaux dans les systèmes de cultures

Les études à l'échelle de l'exploitation sont moins fréquentes pour les élevages de monogastriques que pour les élevages de ruminants, l'échelle de l'atelier étant souvent privilégiée (Baudon *et al.*, 2005; Dourmad *et al.*, 2012). Baudon *et al.* ont modélisé une exploitation agricole produisant à la fois des porcs à l'engrais et des cultures de vente (Baudon *et al.*, 2005). L'objectif était d'optimiser la configuration du système de production sous contraintes environnementales pour différents chargements. Pour chaque simulation, le modèle détermine les formules d'aliment, l'assolement, le système de gestion des effluents et la fertilisation qui maximisent la marge brute de l'exploitation pour une surface donnée. Différentes filières de gestion des effluents (lisier, fumier, lisier + fumier, compost de fumier, compost de lisier, traitement biologique avec ou sans séparation de phase) ont été testées. Jusqu'à 50 porcs engraisés/ha/an, soit une charge organique d'environ 140 kg N/ha, la filière lisier offre la marge brute la plus élevée. Entre 60 et 80 porcs/ha les filières mixtes lisier/fumier et lisier/lisier composté sont les plus intéressantes, et au-delà de 90 porcs/ha, les stratégies avec compostage de lisier ou traitement anaérobie offrent les meilleurs résultats. Dans l'ensemble, la marge brute est plus élevée pour les filières « lisier » que pour les filières « fumier », principalement en raison d'un meilleur recyclage de l'azote comme fertilisant (rappelons que les pertes gazeuses sont plus importantes dans les litières) et du coût de l'approvisionnement en paille. Les bilans d'azote et de phosphore sont plus excédentaires pour les filières fumier, alors que la volatilisation d'ammoniac est plus importante pour les filières lisier. La quantité de travail est supérieure pour les filières fumier. Cette étude confirme l'intérêt qu'il y a à optimiser simultanément l'ensemble du système (Teffène *et al.*, 1999) du fait des relations étroites entre productions végétale et animale, à la fois pour la valorisation des déjections et pour la formulation des aliments. Les systèmes les plus durables sur le plan environnemental et économique présentent des chargements se situant entre 50 et 80 porcs produits/ha/an, soit pour un élevage naisseur-engraisseur l'équivalent d'environ 2 à 3 truies et leur suite par hectare. Dans cette situation, 25 à 30 % des effluents sont gérés sous forme solide (fumier ou lisier composté), le reste étant géré sous forme liquide. Ces effluents couvrent 80% des besoins en fertilisation de l'exploitation, avec une autonomie d'approvisionnement de 100% pour la paille et de 50% pour les aliments. Ce niveau de chargement est assez proche du cas-type décrit par Bordes *et al.* représentatif du lien au sol moyen dans les Pays de la Loire (0,35 ha SAU par truie pour une exploitation moyenne de 80 ha), avec environ 50% de l'aliment fabriqué à la ferme (Bordes *et al.*, 2016). Dans cette étude, les exploitations disposant d'une surface plus importante par truie (0,7 ha/truie, soit 140 ha en moyenne) dégagent des revenus plus élevés avec une contribution plus importante de l'atelier végétal. En pratique le renchérissement du foncier et surtout la disponibilité des surfaces constituent des facteurs limitant l'évolution vers plus d'autonomie alimentaire.

Un exemple emblématique d'évolution d'un système qui cherche à répondre aux recommandations de l'Union Européenne pour la protection des animaux d'élevage est le développement de méthodes alternatives au gavage chez l'oie landaise. La distribution de maïs à volonté après une phase de restriction alimentaire, associée à une réduction de la durée d'éclairage des bâtiments de 10 à 7 heures par jour permet l'expression d'un comportement d'hyperphagie transitoire chez l'oie associé à un engraissement spontané de son foie (Guy *et al.*, 2013). Ce système présente un intérêt évident vis-à-vis du bien-être animal, et améliore aussi les conditions de travail du producteur en supprimant les contraintes posturales et organisationnelles liées au gavage (Litt *et al.*, 2014). En revanche, l'ensemble des impacts environnementaux (contribution au changement climatique, potentiel d'acidification et d'eutrophisation, consommation d'eau et d'énergie, besoins en surfaces) sont fortement dégradés en raison d'indices de consommation plus élevés, et d'une durée d'élevage plus longue pour des poids de foie inférieurs (Brachet *et al.*, 2015). Les travaux d'Arroyo *et al.* ont montré que l'utilisation de sorgho plutôt que du maïs pour alimenter et gaver les animaux réduisait les impacts environnementaux par kg de foie tout en améliorant les performances économiques du système (Arroyo *et al.*, 2013). Les foies produits en système auto-gavé sont en revanche moins appréciés des dégustateurs (leur texture est moins fondante, ils sont plus sombres et plus odorants), ce qui pose problème pour un produit de tradition gastronomique.

7.2.3.3. Les leviers d'actions pour favoriser des exploitations de polyculture-élevage qui favorisent les services écosystémiques : Combiner un portfolio de pratiques pour mieux coordonner animaux-cultures-prairies-arbres

Le levier principal pour améliorer les systèmes de polyculture-élevage ayant des ruminants et/ou des monogastriques repose sur la diversification des rotations et des assolements afin d'atteindre une autonomie en intrants, en particulier pour l'alimentation des animaux. La teneur en matière organique des sols de cultures est également améliorée lorsque des prairies temporaires sont introduites dans les rotations, en particulier lorsqu'il s'agit de mélanges graminées-légumineuses (Lemaire *et al.*, 2014 ; Moraine *et al.*, 2014; Soussana and Lemaire, 2014). En zone méditerranéenne, Kragt *et al.* ont ainsi modélisé que les prairies de luzerne introduites dans la succession culturale augmentaient la fertilité des sols et leur capacité drainante (Kragt and Robertson, 2014). Un bénéfice économique est constaté lorsque la durée de présence de la luzerne est de un ou deux ans, période durant laquelle on assiste à une amélioration conjointe de la performance économique et environnementale du système. Au-delà de deux ans, le manque à gagner lié au prix élevé des céréales réduit la valeur de ce qui est produit sur l'exploitation. La minéralisation de l'azote, la teneur en matière organique des sols et leur capacité drainante continuent d'augmenter aux dépens de la performance économique du système (Fig. 7.12). Les prairies ont aussi un rôle tampon dans le système dont les performances tant économiques qu'environnementales sont plus stables lorsque la luzerne persiste dans la succession culturale (Kragt and Robertson, 2014).

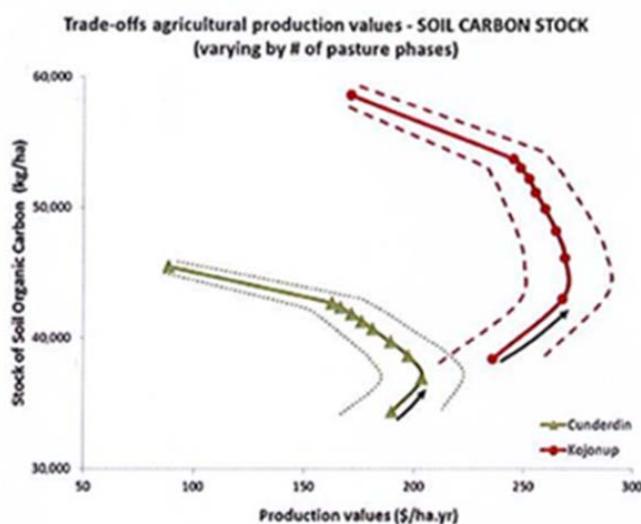


Figure 7.12. Synergies et antagonismes entre le service de production et le service de régulation du climat (via le proxy stockage du Carbone dans le sol), résultant d'une présence plus ou moins longue de prairies de luzerne dans une succession culturale, dans deux sites en zone Méditerranéenne (Kragt and Robertson, 2014). Le nombre d'années de présence de la luzerne augmente en suivant les flèches. La figure révèle une synergie entre le bénéfice économique et le bénéfice environnemental les deux premières années, puis un antagonisme. Elle révèle aussi le rôle tampon de la luzerne avec une moindre variabilité des performances (entre les tirets) lorsqu'elle est longtemps présente.

Une option pertinente pour favoriser l'autonomie des systèmes de polyculture-élevage sans concurrencer le système de cultures de vente est d'introduire des inter-cultures fourragères. Ceci offre la possibilité d'améliorer l'autonomie alimentaire des troupeaux, tout en favorisant la qualité du sol et en limitant l'érosion avec un sol couvert toute l'année. En termes économiques, un scénario dans lequel un trèfle violet serait implanté entre deux céréales d'hiver et fauché avec une inter-culture avoine-vesce pâturée avant des cultures d'été permettrait d'augmenter la marge brute globale d'une exploitation bovins allaitant-grandes cultures de 21 euros/ha tout en permettant une balance azotée nulle. Un tel scénario a été conçu et testé en partenariat avec des agriculteurs dans les Coteaux de Gascogne (Ryschawy *et al.*, 2014).

Une autre pratique pour accroître les performances économiques et environnementales du système est de maintenir les résidus de culture au sol après la récolte et d'en incorporer une partie (Kragt and Robertson, 2014). Ceci fait le lien avec l'agriculture de conservation qui peut être tout à fait complémentaire de pratiques de polyculture-élevage, même si le lien est rarement fait explicitement. Ceci peut donner plus de flexibilité au système, une culture contaminée par des adventices pouvant être ensilée ou pâturée directement par les animaux. Les résidus de culture peuvent dans la plupart des cas être pâturés, comme c'est le cas chez des agriculteurs innovants du Nord-Dakota aux Etats-Unis (Waligora, 2013), et dans de nombreux pays du Sud. Ces pratiques pourraient être adaptées en Europe en recherchant les espèces adaptées à une telle conduite. Kragt et

Robertson ont modélisé que le bénéfice économique résultait d'un accroissement de la fertilité du sol, alors que différents services écosystémiques telles que la régulation du climat (via l'augmentation de la teneur en matière organique du sol et de la minéralisation de l'N) et la préservation de l'érosion (via un effet direct de la couverture du sol) étaient simultanément favorisées (Kragt and Robertson, 2014).

L'ensemble de ces leviers est par exemple mobilisé dans une exploitation laitière de l'Orne qui a un système tourné vers l'autonomie protéique et l'intensification du fonctionnement du sol. Cette exploitation a de hauts niveaux de production par hectare et par vache (10 000 litres de lait par vache) grâce à une ration riche en protéines, avec de la luzerne et des méteils riches en légumineuses dont les récoltes sont précoces et les coupes hautes, et concentrée en énergie grâce au maïs épi. Les doubles cultures, par exemple un méteil suivi d'un maïs précoce, assurent une couverture quasi continue du sol, et permettent grâce aux résidus de culture d'augmenter sa teneur en matière organique (Duru *et al.*, 2015). Ces pratiques, qui s'inspirent des principes de l'agroécologie, conduisent à un système hautement productif qui limite l'usage des intrants de synthèse et les pollutions. Cet exemple illustre le fait qu'il n'y a pas nécessairement d'antagonisme entre un haut niveau de production par vache et par hectare, autonomie alimentaire et valorisation des services intrants. Dans le cas d'une exploitation en agriculture biologique du Tarn, un agriculteur a décidé de limiter la production de ses vaches en passant de 12 000 l en système conventionnel maïs-soja à 8 000 litres en autoproduction totale de l'alimentation hors minéraux avec un système de cultures en agriculture de conservation. La production d'une diversité de cultures à la fois pour la vente (épeautre, sarrasin, ...) lui permet d'insérer des cultures résistantes dans sa rotation mais aussi d'alimenter les animaux par des inter-cultures fourragères, les résidus et des cultures « salies » par les adventices si besoin. L'animal a dès lors un rôle de recyclage des coproduits dans le système, lui donnant une grande flexibilité dans son système par rapport au système initial (Ryschawy *et al.*, 2014).

Dans un système d'élevage valorisant les services écosystémiques, les animaux peuvent aussi être associés à des cultures pérennes dans des systèmes d'agroforesterie qui offrent une plus large gamme de solutions techniques pour atteindre des solutions gagnant-gagnant. Dans des systèmes avec ruminants, les niveaux de production des vaches laitières et les atouts de tels systèmes vis-à-vis de la biodiversité et de la fourniture de services écosystémiques ont déjà été bien quantifiés dans les pays du Sud (Murgueitio *et al.*, 2011). L'association de ressources fourragères arbustives ou arborées aux prairies et cultures augmentait leur résilience aux aléas climatiques (Nicholls and Altieri, 2015; Thornton and Herrero, 2014). Une expérimentation analogue est en cours dans l'ouest de la France pour tester un système bovin laitier performant, valorisant les ressources naturelles et adapté au changement climatique (Novak and Emile, 2014). Le système mise sur la diversification du système fourrager, en utilisant en particulier des mélanges variétaux avec un recours accru aux légumineuses, des successions des cultures pour maintenir la couverture du sol, et en implantant des arbustes et des arbres dans certaines parcelles. Ces arbres fournissent des ressources fourragères y compris au moment des sécheresses estivales, et nécessiteraient peu d'interventions une fois les plantations réalisées. La consommation des feuillages d'arbres bas étend le bouclage du cycle des minéraux aux horizons profonds du sol qu'atteignent leurs racines. Le choix des génotypes animaux est également important afin que ceux-ci valorisent ces ressources alimentaires moins conventionnelles ; dans l'expérimentation précitée, le choix s'est porté sur un croisement de vaches Holstein, Scandinaves et Jersiaise, dont les périodes de vêlage ont été adaptées. Ailleurs, les animaux qui pâturent entre les rangées d'arbres (González-García *et al.*, 2012) ou les rangs de vigne (Manuelian *et al.*, 2015) valorisent l'herbe et fertilisent le sol par leurs déjections ; ils évitent aussi d'utiliser de l'énergie fossile ou des herbicides pour maîtriser la pousse de l'herbe. Les animaux ne doivent alors pas consommer les feuillages des cultures pérennes. Le pâturage d'hiver ou l'utilisation de chlorure de lithium pour un conditionnement aversif vis-à-vis des feuilles de vigne (Manuelian *et al.*, 2015) sont des pratiques qui permettent de faire coexister l'élevage d'herbivores avec la viticulture.

Les volailles élevées sur parcours (cf. chapitre 6.6) jouissent d'une bonne image auprès du consommateur qui reconnaît leur qualité gustative. Ces systèmes peuvent cependant générer des pollutions lorsque les animaux se concentrent près des bâtiments et n'explorent pas l'intégralité du parcours. Au-delà de ces risques, l'efficacité alimentaire est plus faible dans le cas des poulets labels ou bio car ces poulets sont élevés durant 81 jours au minimum au lieu d'une quarantaine pour les poulets élevés en claustration. Ainsi, faut-il en moyenne 2,8 kg de protéines végétales pour faire 1 kg de protéines animales en système label, contre seulement 1,9 kg de protéines

végétales par kg de protéine animale dans le cas des poulets de chair (ITAVI, 2013). Ainsi, Dekker et al. (Dekker *et al.*, 2011) et da Silva Prudencio et al. (da Silva *et al.*, 2014) ont-ils montré que les systèmes avicoles de type Label Rouge ou biologiques émettaient davantage de gaz à effet de serre (+20% environ) que les systèmes conventionnels, principalement en raison d'indices de consommation plus élevés. Les volailles peuvent aussi être intégrées avec succès dans des systèmes de cultures pérennes. En Afrique du Sud, des canards sont utilisés dans un vignoble pour y consommer l'herbe, mais aussi les insectes et limaces qui attaquent les pieds de vigne, tandis que des travaux ont étudié les possibilités qu'offrent les canards pour désherber de manière naturelle les rizières (Falconnier *et al.*, 2012; Hossain *et al.*, 2005). En Dordogne, des oies ont accès à un parcours non fertilisé sous noyers. Leurs déjections augmentent la teneur en matière organique, en azote et en phosphore du sol (Fig. 7.13., (Bijja *et al.*, 2010)). Cette association améliore la production de noix de 26% et la croissance des arbres de 6% (Dubois *et al.*, 2008). Les risques de contamination des noix par *Escherichia coli* sont écartés si les oies sont retirées du parcours au moins deux mois avant la récolte. Par temps chaud les oies profitent également de l'ombre des noyers.

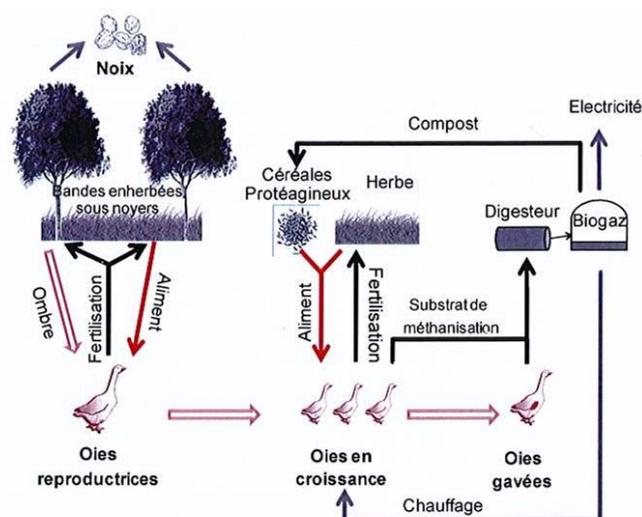


Figure 7.13. Complémentarité entre la production d'oies gavées et différentes productions végétales (céréales, protéagineux, noix) dans une exploitation avicole de Dordogne (Thomas et al., 2014). Les oies sont alimentées à partir du pâturage et de ressources produites sur l'exploitation, leurs déjections sont valorisées dans un méthaniseur qui permet de produire du compost et de l'énergie.

Des systèmes intégrant agriculture de conservation, agroforesterie, et polyculture-élevage offrent des modèles pour entrer dans la seconde voie de modernisation écologique, valorisant les services écosystémiques. Différentes associations permettent aux agriculteurs d'échanger et de faire évoluer leurs pratiques dans ces domaines, comme dans le Gers (Association AOC Sols), l'Aveyron (Association clé de sols) ou encore en Ariège (Concersols) qui réfléchissent à une intégration des pratiques permettant de favoriser la qualité de leurs sols. Les agriculteurs qui s'engagent dans ce type de transition développent un réseau de connaissances particulier et un réseau d'acteurs qui favorisent leur transition vers l'autonomie (Coquil *et al.*, 2014). Des outils spécifiques sont mobilisés et adaptés par les agriculteurs durant les étapes de conception du système au cours desquelles ils mettent en cohérence l'ensemble de pratiques mises en œuvre et leurs valeurs. La complexité de la gestion du système de polyculture-élevage est essentielle à considérer pour favoriser son autonomie ; elle conduit fréquemment à une reconception pas-à-pas, par essais-erreurs. Les différentes options techniques proposées ici doivent être vues comme un portfolio d'adaptation et peuvent être conçues avec les acteurs locaux, ce qui permettrait de favoriser leur adoption (Darnhofer *et al.*, 2010 ; Ryschawy *et al.*, 2014). Différents modèles de simulation simple peuvent être utilisés à cette fin en réunion collective avec des agriculteurs pour les aider à reconcevoir leur système. Le RAMI fourrager peut être adapté à la reconception plus spécifique du système fourrager en particulier en considérant finement la productivité au long de l'année des prairies temporaires et permanentes (Martin *et al.*, 2009). L'outil CLIFS, développé au Cirad, sera plus adapté au raisonnement fin de

l'itinéraire technique en grandes cultures et intégrera les monogastriques, considérant moins le système prairial (Le Gal *et al.*, 2013).

7.2.3.4. Des leviers supra-exploitation permis par la coordination d'exploitations spécialisées d'élevage et de grandes cultures

Réintroduire des animaux dans des exploitations ou dans des zones de grandes cultures semble difficile malgré quelques expériences en cours (troupeaux de moutons en Beauce (Peyraud *et al.*, 2014). Aussi peut-on envisager d'associer des exploitations d'élevage spécialisées avec des exploitations de grandes cultures à l'échelle du territoire (Moraine *et al.*, 2016). Ainsi, favoriser la coordination entre exploitations spécialisées en élevage d'une part et en grandes cultures d'autre part permettrait de concevoir une polyculture-élevage au niveau des territoires même si chaque exploitation reste spécialisée. Des échanges de céréales et coproduits de cultures provenant des exploitations céréalières avec de la fertilisation organique, éventuellement compostées provenant des exploitations d'élevage, permettraient de conserver l'intérêt de la complémentarité avec les prairies en termes de qualité des eaux et des sols, de bouclage des cycles du carbone et de l'azote, de séquestration du carbone et de préservation de la biodiversité, et ceci sans ajouter de contraintes de main d'œuvre supplémentaires. En poussant la coordination à l'extrême, des assolements en commun pourraient être envisagés pour positionner chaque année les cultures à un endroit pertinent par rapport au potentiel pédoclimatique de la parcelle (pour obtenir de meilleurs rendements) et à la localisation des prairies où pâturent les animaux et qui servent de zone tampon pour les nitrates. Par ailleurs, des banques de travail entre éleveurs se sont développées dans l'Aveyron et dans le Gers et permettent aux éleveurs de se remplacer et de limiter la pénibilité de l'astreinte quand ils ont besoin de quitter l'exploitation. Au Danemark, Asai *et al.* ont montré que ces échanges étaient largement conditionnés par une confiance entre les agriculteurs partenaires et une faible distance notamment pour pouvoir transporter le fumier/lisier (<20 km) (Asai *et al.*, 2014).

Ces différents leviers ont été étudiés notamment dans le cadre des projets Tatabox (transition agroécologique du territoire du bassin Tarn-Aveyron) et Cantogether (Moraine *et al.*, 2014; Moraine *et al.*, 2016), mais ils se heurtent aujourd'hui à de fortes contraintes organisationnelles et logistiques pour atteindre la performance économique, environnementale et sociale attendue. Néanmoins, des débats sociétaux comme ceux autour de la gestion quantitative de l'eau dans le bassin Tarn-Aveyron pourraient constituer un levier pour le changement des systèmes de monocultures de maïs, utilisateurs d'eau d'irrigation (Murgue *et al.*, 2015). Ainsi, une option crédible, imaginée et évaluée avec des approches participatives, est de développer la luzerne dans des systèmes à base de maïs de façon à réduire le besoin en eau d'irrigation. Un tel scénario est apparu crédible tant des points de vue économique et environnemental (Moraine *et al.*, 2016 (accepté)). Dans d'autres territoires, des études sont à l'œuvre autour des leviers permettant d'accroître l'autonomie protéique des exploitations à l'échelle du territoire. Ainsi la coopérative La Dauphinoise propose-t-elle à ses éleveurs de n'utiliser que des tourteaux de colza non-OGM produits localement ce qui favorise à la fois la coordination céréaliers-éleveurs, leurs performances économiques et limite les impacts environnementaux de l'alimentation animale. Le développement de tels systèmes d'échange renvoie à des questions relatives à l'intérêt des éleveurs pour les différentes productions et à leurs compétences techniques, à l'organisation des filières amont/aval de l'élevage notamment pour l'abattage des animaux et la commercialisation des produits, et à la répartition des subventions entre l'élevage et les grandes cultures.

Un autre levier de développement de l'élevage dans les territoires de polyculture-élevage pourrait être fondé sur des systèmes valorisant une image positive des produits liée à leur qualité (cf. cas d'étude Bresse, chapitre 6.5.). L'objectif serait de développer ces systèmes de manière à ce qu'ils dépassent le simple statut de niche. Les labels territorialisés créent *in fine* un territoire reconnu et valorisé au niveau patrimonial, en particulier gastronomique avec des produits labellisés au sein d'un territoire typique comme cela existe par exemple dans le Lot. La concertation avec les consommateurs et l'implication des collectivités territoriales s'avère alors nécessaire. Un exemple qui dépasse le cadre des systèmes d'élevage est celui de la BioVallée dans la Drôme qui se fonde sur une forte incitation territoriale à la production en Agriculture biologique, et sur la reconnaissance d'un territoire à Energie Positive (Labussiere, 2014).

Par exemple, en zone péri-urbaine, l'élevage se développe en général sur des terres fertiles qui permettent potentiellement de hauts niveaux de production. Malgré les sources de tensions liées au foncier, à la rareté des infrastructures, et aux nuisances visuelles (bâtiments) et olfactives liées à l'activité d'élevage (cf. chapitre 6.7), certaines collectivités territoriales souhaitent développer des productions agricoles de proximité, y compris dans l'élevage. Les arguments avancés concernent l'efficacité énergétique qui résulte d'une plus forte proximité géographique entre les producteurs et les consommateurs (Solagro, 2013) et ceci malgré un coût du transport encore faible. Les circuits courts (magasins de producteurs, systèmes de vente à la ferme, etc.) permettent par ailleurs de renforcer le lien social entre le producteur et le consommateur, de développer de nouvelles formes de solidarité. Ces circuits courts ont un rôle éducatif et récréatif permettant de reconnecter les citoyens avec les conditions de production des aliments qu'ils consomment.

7.2.3.5. Principaux enseignements

Les systèmes de polyculture-élevage offrent des leviers techniques originaux pour optimiser les antagonismes lorsque les cultures et l'élevage sont réellement intégrés et non simplement juxtaposés (Tableau 7.5). L'intégration cultures-élevage permet de déverrouiller un certain nombre de barrières à l'autonomie des systèmes d'élevage et de cultures par deux leviers principaux : la diversification des assolements et des rotations et la fertilisation organique des cultures et prairies. En ce sens, le lien au sol de l'élevage dans les systèmes de polyculture-élevage doit être favorisé. La diversification des rotations et des assolements, à même de favoriser des services intrants liés à l'hétérogénéité des paysages et la qualité du sol. Les économies de gamme sur le matériel, le travail et les intrants permettent alors d'accroître la marge brute des exploitations et de favoriser la production de services écosystémiques intrants. Pour considérer des leviers d'action pertinents, les efforts pour définir et évaluer l'intégration cultures-élevage et ses objectifs doivent être poursuivis tant au niveau de l'exploitation que du territoire, e.g. coordination entre exploitations spécialisées en élevage ou en grandes cultures. La concurrence entre l'élevage et les cultures a été et reste néanmoins renforcée par un marché de longue date porteur pour les grandes cultures associés à des subventions importantes pour les grandes cultures (aménagement, SCOP, ..). De plus, les questions d'organisation du travail et de transmissibilité restent préoccupantes pour le maintien des exploitations de polyculture-élevage. En particulier, les compétences sont limitées ou menacées pour gérer conjointement élevage et cultures.

Ainsi les voies d'améliorations organisationnelles, susceptibles d'accroître les interrelations entre exploitations spécialisées d'élevage et de grandes cultures doivent être étudiées. Une option à l'étude pour intégrer cultures et élevage au niveau des territoires en dépassant les questions d'organisation du travail au niveau de l'exploitation repose sur les échanges locaux entre céréaliers et éleveurs. Ces nouvelles formes organisationnelles offrent des performances techniques et environnementales indéniables mais complexifient la gestion des systèmes en termes d'organisation sociale et logistique et se heurtent à une gestion de compromis entre performances individuelles et collectives. Dans les systèmes de polyculture-élevage associant agroforesterie et/ou agriculture de conservation, les fonctions du système sont multipliées : ressources fourragères, production de lait et de cultures de vente fondées sur une diversification des assolements et des rotations, atténuation du changement climatique, préservation de la qualité de l'eau et réservoir de biodiversité. A ce titre, ces systèmes innovants offrent une réelle opportunité pour tendre vers des solutions gagnant-gagnant.

Tableau 7.5 : Principaux leviers d'action proposés pour les territoires « de cohabitation entre cultures et élevage »

	Voie 1 : recherche accrue d'efficacité et de substitution	Voie 2 : valorisation des services écosystémiques
<i>Situation actuelle</i>	<p>Bouquet caractérisé par de faibles niveaux de services rendus par rapport aux autres systèmes dominants du fait d'une importante disparition de l'élevage dans les zones de cultures-élevage</p> <p><i>Menaces : Concurrence forte avec la spécialisation en grandes cultures et intérêts économiques et environnementaux non atteints par rapport aux potentiels ; menaces sociale : organisation du travail pour l'exploitation de polyculture-élevage / complexité des formes d'organisation sociale pour les échanges céréaliers-éleveurs</i></p>	
Echelle : Troupeau Exploitation	<p>Optimiser la configuration du système de production sous contraintes environnementales:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Optimiser l'efficacité alimentaire des troupeaux • Recycler les coproduits dans l'alimentation animale (<i>drèches, ...</i>) • Optimiser la gestion des effluents (<i>traitement, ...</i>) • Développer des outils de décision pour configurer un système de production optimisé d'un point de vue économique et environnemental pour différents chargements 	<p>Favoriser le lien au sol par une intégration réelle entre cultures (prairies) et élevage :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Diversifier les rotations et assolements pour favoriser l'alimentation des troupeaux : <ul style="list-style-type: none"> - Raisonner le chargement animal en fonction des potentialités du milieu - Favoriser l'autonomie alimentaire des troupeaux en insérant des oléo-protéagineux et/ou légumineuse et prairies variées pour les ruminants - Développer une diversité d'intercultures fourragères et/ou protéagineuses adaptées localement - Maintenir et incorporer au sol les résidus de cultures - Associer ruminants et monogastriques à des cultures pérennes (<i>sylvopastoralisme, agroforesterie, parcours, ...</i>) et maintenir les prairies permanentes sur le territoire • Améliorer la gestion de la fertilisation organique par les animaux en fonction des systèmes de cultures • Développer des outils de décision et de simulation pour aider les agriculteurs à gérer la complexité technique et organiser leur travail

<p>Echelle : Territoire</p>	<p>Développer des filières pour relocaliser l'intégration entre cultures et d'élevages :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Développer des filières locales de productions d'oléo-protéagineux et légumineuses (<i>tourteaux de colza-non OGM, graines d'oléagineux, séchage de luzerne, ...</i>) • Recycler les coproduits de cultures ou déchets (<i>de meunerie, biscuiterie, ...</i>) pour alimenter les monogastriques et ruminants • Développer des filières de gestion, traitement et transport des effluents au sein du territoire 	<p>Développer des échanges locaux entre agriculteurs spécialisés en grandes cultures et éleveurs</p> <ul style="list-style-type: none"> • Raisonner la complémentarité des prairies et autres utilisations du sol pour favoriser l'hétérogénéité des paysages (<i>assolements en commun, design collectif des assolements, ...</i>) • Développer des outils de décision et de simulation pour aider les agriculteurs à concevoir les échanges • Mettre en place de banques de travail et formations entre céréaliers et éleveurs <p>Valoriser et développer des territoires autonomes avec une image positive pour les consommateurs <i>(territoires à énergie positive, autonomie locale en intrants, mosaïque paysagère diversifiés, ...)</i></p>
---------------------------------	---	--

7.3. Modélisations globales et scénarios prospectifs

Les scénarios prospectifs sont conduits pour évaluer différentes options pour nourrir l'humanité, tout en limitant l'emprise de l'élevage (et de l'agriculture en général) sur les milieux naturels et les émissions de gaz à effet de serre. Ils reposent sur des démarches de modélisation globales qui permettent d'évaluer les effets de changements des modes de production (Röös *et al.*, 2016; Schader *et al.*, 2015) et de consommation (Westhoek *et al.*, 2014), et du changement climatique (Havlik *et al.*, 2015 ; Weindl *et al.*, 2015) sur la sécurité alimentaire, les échanges de produits agricoles, la santé humaine, l'usage des terres et différentes variables environnementales. L'élevage est un élément clef de ces scénarios du fait de ses impacts sur l'usage des terres, l'environnement et la santé humaine. Poux *et al.* (Poux *et al.*, 2016) insistent sur la nécessité de croiser une approche verticale (des ressources aux produits alimentaires) à une approche horizontale qui prenne en compte les spécificités (bioclimatiques, écologiques, économiques et sociales) des territoires de production ; les conséquences sociales de ces scénarios, bien que parfois mentionnées de manière explicite par leurs concepteurs (e.g., (Havlik *et al.*, 2014), ne sont que rarement quantifiées (Röös *et al.*, 2016). Ces scénarios sont généralement étayés par des données à très large échelle, par exemple les données statistiques FAO associées au modèle d'optimisation de l'allocation des terres GLOBIOM (Havlik *et al.*, 2011), mais moins précises que celles obtenues par l'analyse fine du fonctionnement des systèmes et des territoires d'élevage. Ils permettent d'explorer des « futurs possibles » pour l'élevage, qui représentent des alternatives plausibles en réponse au changement climatique et aux grandes orientations des modes de production et de consommation. Certains scénarios sont de type « que se passe-t-il si ? », d'autres du type « que faire pour ? », ces derniers nécessitant un travail de co-construction plus poussé pour définir un ensemble de changements cohérents et hiérarchisés. Le principal intérêt des scénarios et des démarches de modélisation globales réside dans l'effort de mutualisation d'informations de différente nature et dans la transparence de la démarche puisque les hypothèses de travail sont clairement posées, et peuvent donc être discutées voire remise en cause (Mahmoud *et al.*, 2009). Les scénarios débouchent sur un certain nombre de variables environnementales, économiques et sociales cohérentes, qui résultent de la modélisation des interactions au sein du système considéré. Ainsi, les hypothèses et les sorties des modèles invitent-elles au

dialogue entre les acteurs, et permettent-elles de discuter des synergies et des compromis à trouver pour résoudre les antagonismes mis en évidence.

7.3.1. Simuler les effets du changement climatique

Le travail de cartographie des services écosystémiques réalisé par Kirchner et al. est unique à l'échelle d'un pays européen, l'Autriche (Kirchner *et al.*, 2015). Il croise quatre scénarios d'évolution de l'agriculture avec quatre scénarios climatiques. En plus d'un scénario tendanciel de type « business as usual », les auteurs testent les conséquences d'un scénario « productif » dans lequel l'objectif est d'accroître les services de production, ici les grandes cultures, les fourrages et le bois. Un troisième scénario « énergétique » ajoute à cet objectif celui de produire de l'énergie à partir du bois et de plantations de taillis réalisées dans cet objectif. Le dernier scénario renforce la rémunération des mesures agri-environnementales. Les quatre scénarios climatiques tablent sur une augmentation des températures moyennes de 1,5°C à l'horizon 2040 mais se distinguent par l'intensité et la répartition des précipitations. Sans surprise, le scénario productif a les effets les plus négatifs sur les niveaux d'émissions de gaz à effet de serre, la richesse floristique des couverts et la « naturalité » des espaces. Le scénario énergétique permet de mieux concilier performances productives et environnementales. A la différence du scénario précédent, l'augmentation du service de production et les meilleurs résultats macro-économiques ne résultent pas uniquement de l'intensification des systèmes, mais aussi de l'accroissement des surfaces occupées par la forêt et par les plantations de taillis renforcent aussi l'hétérogénéité des paysages. La richesse floristique des couverts diminue cependant encore par rapport au scénario productif. Dans le dernier scénario, la meilleure rémunération des mesures agri-environnementales accroît ce type de surfaces de 70%. La baisse du chargement des pâtures bénéficie directement à leur richesse floristique et à la naturalité de ces espaces. Le scénario agri-environnemental a des conséquences économiques contrastées selon l'échelle considérée ; il accroît la marge brute des exploitations mais baisse les volumes produits à l'échelle nationale. Le changement climatique module les niveaux de fourniture des services (Kirchner *et al.*, 2015), et conduit à une intensification de l'usage des terres dans les zones les plus productives (Audsley *et al.*, 2006 ; Henseler *et al.*, 2009). La vulnérabilité des systèmes de cultures est accrue. Avec une légère augmentation du chargement des prairies d'alpage, on observe une augmentation de leur productivité qui accroît la teneur en matière organique des sols et donc la contribution des alpages au service de régulation du climat (Henseler *et al.*, 2009 ; Schönhart *et al.*, 2014 ; Smith *et al.*, 2005). La valeur des fourrages est en revanche susceptible de baisser en réponse à des effets directs (par exemple une réduction de la teneur en azote des fourrages lorsque la teneur en CO₂ atmosphérique augmente ; (Dumont *et al.*, 2015) ou indirects (via des modifications de la structure des communautés végétales ;(Stampfli and Zeiter, 2004; Teyssonneyre *et al.*, 2002) du changement climatique.

Weindl et al. ont modélisé l'effet de différents scénarios climatiques sur les rendements du maïs et des couverts prairiaux à l'échelle de la planète (Weindl *et al.*, 2015). Ils en déduisent les évolutions d'usage des terres qui optimiseraient la production d'aliments pour l'homme et pour le bétail, selon les grandes zones biogéographiques. En Amérique du Nord et dans la Péninsule Indienne, le différentiel de biomasse produite entre l'herbe et le maïs permet de conclure à l'opportunité de développer les systèmes herbagers. A l'horizon 2050, 38% des ruminants seraient ainsi produits dans des systèmes herbagers contre seulement 20% en 2000, en raison d'effets du changement climatique en moyenne moins négatifs sur la production d'herbe que sur celle des céréales (Havlik *et al.*, 2015). En Europe de l'Ouest, les gains de productivité du maïs qui résultent de l'augmentation de la teneur en CO₂ atmosphérique seraient en revanche marqués, alors que la productivité des prairies diminuerait (Weindl *et al.*, 2015). Ces auteurs recommandent donc de développer en Europe des surfaces en cultures dans des territoires où elles cohabiteraient avec l'élevage afin de s'adapter au changement climatique. Il existe cependant de fortes variations intra régionales ; dans l'étude de Weindl et al., les évolutions de production de biomasse entre l'herbe et le maïs seraient plus parallèles en Europe de l'Est, ce qui nuance la conclusion précédente et militerait pour la préservation des systèmes herbagers (Weindl *et al.*, 2015). A l'échelle de l'Europe, l'adaptation au changement climatique par les changements d'usage des terres conduirait donc, selon les pays, à favoriser plutôt les systèmes herbagers ou plutôt les systèmes de polyculture-élevage. Par ailleurs, les sorties des modèles globaux diffèrent fortement selon les hypothèses de croissance et d'adaptation des couverts retenues (Havlik *et al.*, 2015). Ainsi, le modèle de croissance EPIC (Environmental Policy Integrated Climate, (Williams, 1995) sans adaptation des couverts à l'augmentation de la teneur en CO₂ atmosphérique

s'avère-t-il être le plus négatif vis-à-vis de la production laitière en Europe qui chuterait proportionnellement plus que dans les autres régions du Monde. Havlik et al. concluent cependant à une stabilité de l'usage des terres à l'échelle du continent Européen (Havlik *et al.*, 2015).

7.3.2. Simuler les effets de changements des modes de consommation

Le changement des modes de consommation, en particulier une forte réduction de la consommation des produits animaux, permettrait de réduire les émissions de gaz à effet de serre avec une amplitude en moyenne plus marquée que ne l'auraient l'adaptation des pratiques d'élevage, et de gestion des prairies et des bâtiments (Popp *et al.*, 2010). Ainsi, les régimes alimentaires « végétan », végétariens ou comportant une proportion de produits d'origine animale en accord avec les recommandations nutritionnelles sont-ils ceux qui offriraient le plus d'alternatives pour nourrir l'humanité tout en limitant la dégradation des prairies et parcours, et l'emprise de l'élevage sur les milieux naturels (Erb *et al.*, 2016). Van Kernebeek et al. ont simulé, par programmation linéaire, la surface totale de terres agricoles nécessaire pour nourrir la population des Pays-Bas selon la part des protéines animales dans le régime (Van Kernebeek *et al.*, 2016). Ils montrent que cette surface serait minimale (c'est à dire que la surface serait utilisée plus efficacement) lorsque les protéines issues des productions animales représentent en moyenne 12% des apports protéiques (Fig. 7.14). Cette proportion correspondrait à une valorisation optimale des coproduits végétaux pour produire des protéines utilisables en alimentation humaine, et à la valorisation des surfaces non cultivables par des systèmes au pâturage. Les coproduits végétaux seraient en revanche inutilisés dans l'hypothèse d'une population qui ne consommerait pas de produits animaux. Au-delà de 12% de protéines animales dans le régime alimentaire moyen de la population, des cultures seraient nécessaires pour alimenter les animaux, ce qui aurait pour conséquence d'accroître la surface nécessaire pour nourrir la population. Jusqu'à 25% de protéines animales dans l'alimentation, les besoins en surface resteraient toutefois inférieurs à ceux nécessaires pour nourrir une population vegan. Comme le soulignent les auteurs, ce travail ne concerne que l'utilisation des surfaces, et ne tient pas compte des incidences économiques ni des autres catégories d'impacts. Notons enfin qu'en 2011 il y avait en moyenne 50% de protéines animales provenant du lait, de la viande et des œufs dans l'alimentation des européens (chapitre 1). Cette valeur était de 50% en France et de 53% aux Pays-Bas (hors poissons, chevaux, abats) ce qui correspond au contour de notre expertise (FAO, 2011).

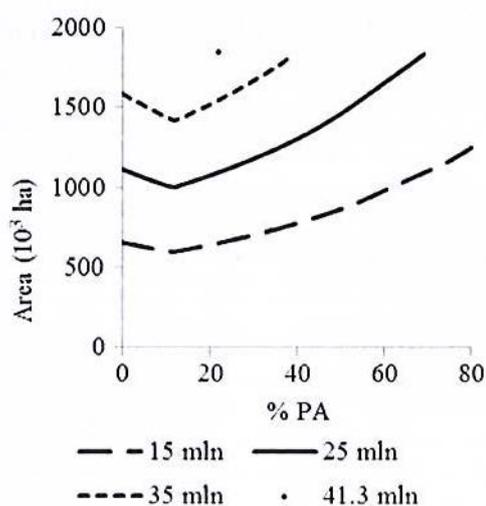


Figure 7.14. Surface minimale (en milliers d'ha) pour nourrir des populations de tailles variables (de 15 à 41.3 millions de personnes) selon la part des protéines animales (PA) dans le régime (Van Kernebeek et al., 2016).

Les courbes « en crosse » traduisent que la surface est utilisée plus efficacement, lorsque les protéines animales représentent entre 10 et 15% des apports protéiques. Ces proportions correspondent à une valorisation optimale des coproduits végétaux et des prairies pour produire des protéines directement utilisables par l'homme.

En cohérence avec l'écart observé entre la part des protéines animales dans l'alimentation des Européens et les valeurs qui permettraient d'optimiser l'usage des terres, Westhoek et al. ont simulé les conséquences d'une diminution de moitié de la consommation de protéines animales sur la valeur santé des régimes et les pollutions liées à l'élevage en Europe (Westhoek *et al.*, 2014). Une telle baisse de la consommation de produits animaux réduirait de 40% la teneur en acides gras saturés des régimes et les alignerait sur les recommandations de l'OMS. Diminuer la consommation de viande rouge et de charcuteries réduirait l'occurrence des maladies cardiovasculaires et des cancers. Une diminution de l'usage des antibiotiques aurait aussi des bénéfices indirects sur la santé humaine (Marshall and Levy, 2011). Une diminution de moitié de la consommation de produits animaux entraînerait par ailleurs une baisse de 40% des émissions d'azote, et de 25 à 40% des émissions de gaz à effet de serre à l'échelle du continent européen. Les surfaces libérées permettraient de produire des céréales pour accroître les exportations, ou des cultures énergétiques. Dans ces scénarios l'alimentation des ruminants serait principalement à base d'herbe ce qui permettrait d'entretenir les prairies, d'y séquestrer du carbone et de préserver la biodiversité. Selon les zones bioclimatiques, les prairies régresseraient plus ou moins face aux cultures, à la forêt ou aux cultures énergétiques. Les conséquences d'une telle diminution des surfaces en prairies sur les paysages n'ont cependant pas été envisagées, ni celles d'une réduction de la consommation de produits animaux sur leur prix, l'emploi dans les filières animales et les dynamiques territoriales. L'incidence des différences de qualité entre protéines végétales et animales (équilibres et digestibilité des acides aminés ; (Remond, 2016), et des différences d'apports de micronutriments et de vitamines n'ont jusqu'ici pas été pris en compte. Il en est de même pour les valeurs culturelles liées à l'élevage et pour le rayonnement gastronomique de certains territoires européens. Il est important de mentionner que ces scénarios ne prennent pas compte des habitudes alimentaires et des choix de consommation des citoyens impliqués, qui relèvent d'études de sociologie de la consommation (chapitre 5.6.)

7.3.3. Simuler les effets de changements des modes d'utilisation des terres

En Suède, Rööös et al. ont comparé les effets de trois changements des modes de production sur l'usage des terres, les émissions de gaz à effet de serre et les cycles biogéochimiques (Rööös *et al.*, 2016). Chaque scénario permettrait de réduire l'empreinte environnementale de la consommation de produits animaux, car les ruminants pâtureraient en priorité des prairies permanentes. Selon les scénarios, les coproduits végétaux seraient utilisés pour produire plus de lait, des œufs ou de la viande de porc. Même si cette optimisation des ressources permettrait de limiter la compétition entre l'alimentation animale et l'alimentation humaine, les sorties du modèle indiquent une perturbation des cycles de l'N et du P qui serait toujours au-delà des capacités de résilience de la planète (Rockstrom *et al.*, 2009). Le scénario intensif laitier est le moins économe en terres, mais permettrait à la Suède de continuer à exporter du lait. C'est aussi le scénario le plus créateur d'emplois. Dans les deux autres scénarios, une part croissante de protéines d'origines végétales se substituerait aux protéines animales, ce qui conduirait à accroître la surface dédiée aux cultures. Par voie de conséquence l'usage des produits phytosanitaires augmenterait, accroissant ainsi les risques de toxicité pour les agriculteurs.

En France, les scénarios Afterres de Solagro ambitionnent de redéfinir notre modèle agricole (y compris notre mode d'usage des terres) et notre mode d'alimentation à l'horizon 2050 (<http://www.solagro.org/site/393.html>). Dans Afterres 2050, plusieurs domaines sont examinés ensemble pour concevoir un scénario durable pour l'agriculture et l'usage des terres (élevage, cultures, bois, énergie, etc.) à l'échelle du pays (Solagro, 2013). Il repose sur le postulat suivant : il serait souhaitable de diviser par deux les « pertes évitables » c'est-à-dire les aliments jetés alors qu'ils sont consommables, et de recycler les « pertes inévitables » afin de les valoriser pour fournir de l'énergie ou des engrais « naturels » sous forme de compost ou de digestats de méthanisation. Il est également envisagé un renversement de la part respective des protéines animales et végétales dans notre alimentation pour atteindre des objectifs environnementaux ambitieux. Les protéines animales représentent 63% de nos consommations en protéines selon FAO STAT (FAO, 2011) si on considère les poissons et autres produits de la mer, 62% selon Solagro (hors poisson, chevaux, abats, nous consommons 50% de protéines animales dans les protéines totales, 55% sans poissons uniquement). Couplé à une réduction de la surconsommation, ce renversement conduirait à diviser par deux notre consommation de viande. Deux variantes de ce scénario ont également été imaginées : la variante SAB (Santé, Alimentation, Biodiversité) priorise la réduction des impacts de l'agriculture sur l'environnement, et la variante REP (Résilience, Climat, Production)

augmente notre capacité d'exportation au détriment d'une légère détérioration de l'impact environnemental de l'agriculture. La Figure 7.15 représente l'assiette actuelle, l'assiette Afterres 2050, et celle correspondant à ses deux variantes.

Les conséquences sur l'élevage sont également discutées. Parmi les évolutions majeures, on peut noter la réduction des effectifs de monogastriques d'environ 30%, en passant d'un système majoritairement intensif de l'élevage de porcs et de volailles, à un système où les élevages sous label qualité représenteraient la moitié des productions. Le développement de races mixtes permettrait de ne pas réduire trop drastiquement le troupeau bovin. L'alimentation du troupeau laitier évoluerait du système maïs-soja majoritaire vers des systèmes herbagers, basés notamment sur des légumineuses pérennes comme la luzerne. Ceci permettrait de faire rentrer de l'azote atmosphérique dans le système. La diminution du recours aux tourteaux de soja permettrait de réduire ses effets délocalisés. Une forte diminution de la part du maïs fourrager dans les rations limiterait les besoins en eau ; des rotations plus complexes avec des cultures intercalaires assureraient une meilleure couverture du sol. Le cheptel ovin augmenterait. Les changements d'usage des terres résultant d'une réduction drastique de l'activité d'élevage sont également considérés, par exemple l'augmentation des surfaces en céréales, en cultures industrielles, et en forêt. Une évaluation de l'effet de ces mutations sur l'emploi agricole a aussi été réalisée, et les scénarios ont commencé à être régionalisés pour des régions types. De plus, une fermeture des paysages peut avoir des incidences fortes sur les espaces ruraux, en particulier en risquant de limiter l'attractivité des territoires. Par exemple, le remembrement des années 1960 a eu de forts impacts dont le recul des populations. Ceci réduirait donc considérablement la diversité culturelle reconnue par l'Unesco et pourrait obérer le dynamisme de certains territoires en lien avec le tourisme ou pour leurs aménités paysagères et gastronomiques, voire tout simplement en termes de qualité de vie ou bien-être (tourisme, loisirs, quotidien – cf. Chapitre 5.9).

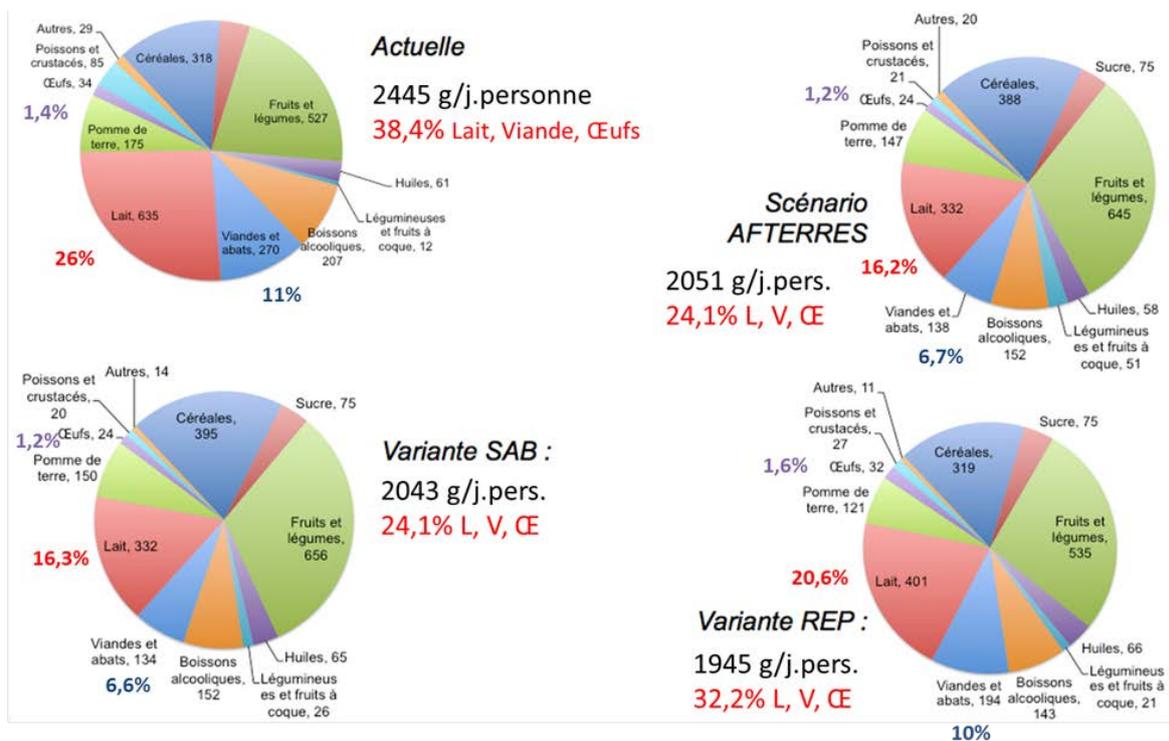


Figure 7.15. Les différentes assiettes Afterres actuelles et Afterres 2050 et ses variables qui donnent la priorité à la réduction des impacts environnementaux (SAB) ou à l'augmentation « durable » de nos exportations (REP).

Notons que les données sont exprimées en g/j.personne (ce qui explique la plus faible part des sources de protéines animales par rapport à une expression en protéines consommées) et qu'elles sont détaillées pour le lait (en rouge), les viandes (en bleu) et les œufs (en violet).

Schader et al. ont quant à eux simulé, à l'échelle de la planète, différents scénarios correspondant à une part croissante des coproduits non utilisés en alimentation humaine pour nourrir les animaux (Schader *et al.*, 2015). Comparativement à un scénario tendanciel qui maintiendrait en état l'alimentation des animaux, un scénario maximisant l'utilisation des coproduits pour produire des protéines animales réduirait considérablement leur part dans l'alimentation humaine. Cette diminution résulterait à la fois d'une réduction du nombre d'animaux, mais aussi d'une réduction de 20% de leurs performances individuelles, conséquence de rations moins équilibrées. Dans ce scénario, la majorité des protéines animales proviendraient des ruminants qui valorisent les surfaces en herbe et dont les émissions de gaz à effet de serre seraient compensées par le moindre usage des surfaces arables. Grâce à son régime omnivore, le porc valoriserait les résidus de repas, ce qui nécessiterait de mettre en place une réglementation stricte pour leur collecte et leur stockage, comme cela commence à être le cas au Japon, en Corée du Sud ou à Taiwan. Van Zanten et al. (2016) ont aussi imaginé ce type de scénarios proposant pour les porcs, une alimentation basée sur des déchets et coproduits de cultures, qui permettrait de produire 14 g de protéines animales par habitant et par jour. Cette fourniture de protéines animales serait complétée par la production de produits issus de ruminants, qui ne valoriseraient que les surfaces non valorisables autrement (prairies en pente, zones humides, ...) et produiraient de 3 à 7 g de protéines animales par jour. Un tel scénario permettrait de résoudre la compétition entre alimentation animale et humaine et impliquerait une consommation moyenne mondiale par jour et par personne de 21 g de protéines animales soit environ 1/3 des apports de protéines recommandées. Cet ordre de grandeur converge avec les propositions du scénario Afterres 2050 présenté précédemment. Les scénarios proposés par Schader et al. et van Zanten et al. posent néanmoins la question de l'acceptabilité sociale d'une telle pratique (nourrir avec des « déchets ») et celle d'une évolution de la législation favorable à ce type de pratiques, ce qui n'est actuellement pas le cas en Europe. En revanche, les résidus de l'agro-alimentaire sont déjà très largement valorisés pour l'alimentation animale. Partant d'un tel scénario, Ermgassen et al. ont montré que le besoin en surfaces nécessaires pour produire des porcs diminuerait de manière linéaire avec l'accroissement de la part des déchets alimentaires dans leur alimentation (Ermgassen *et al.*, 2016). Une telle ressource pourrait selon eux se substituer aux aliments classiquement utilisés chez le porc, sans modifier la vitesse de croissance des animaux (et donc leur indice de consommation), ni la qualité organoleptique de la viande.

7.4. Conclusion

L'analyse du fonctionnement du système socio-écologique à l'échelle de territoires d'élevages contrastés souligne la diversité des bouquets de services selon l'orientation des territoires. Le cadre conceptuel « grange » que nous avons proposé dans le chapitre 2 permet de représenter des flux de différentes natures ainsi que les pressions extérieures au territoire, qui affectent son fonctionnement. Quelle que soit l'échelle considérée, il existe en général un antagonisme entre le service de production de biens agricoles et la production de services culturels et de régulation. Différentes études mondiales arrivent d'ailleurs aux mêmes conclusions (German *et al.*, 2016; Yang *et al.*, 2015). Il faut cependant rappeler que les cartographies réalisées aux échelles larges, tout comme les scénarios prospectifs ne permettent pas de représenter la diversité des productions sur un même territoire, ni d'en comprendre les déterminants. Ces travaux permettent néanmoins d'établir un premier état des lieux des services et impacts de l'élevage, de cibler de grandes zones de bouquets de services contrastées et de révéler des antagonismes, a priori inconciliables, entre services de production et de qualité environnementale (Foley *et al.*, 2005; Maes *et al.*, 2012b; Petz *et al.*, 2014; Turner *et al.*, 2014). Ils constituent ainsi une base pour proposer des politiques d'aménagement ciblées, puisqu'ils permettent de visualiser des différences de sensibilité entre les milieux ou des opportunités sur certaines parties du territoire (Kirchner *et al.*, 2015; Petz *et al.*, 2014). Ils informent alors les décideurs publics sur l'intensité et la localisation des compromis à résoudre entre la production de biens et de services environnementaux, et aide au choix de priorités selon les territoires. Dans ces démarches, les aspects socio-culturels sont en revanche très peu pris en compte dans les scénarios mobilisés. Les analyses conduites dans ce type de scénarios se placent à une résolution faible. De ce fait, les indicateurs retenus pour évaluer les services sont souvent liés à des données simples de structures d'exploitation (UGB/ha, SAU par type de culture, ...) dont le lien est très indirect avec le service évalué. Ceci pose la question de leur utilisation en terme de proxys de service et de leur interprétation (Eigenbrod *et al.*, 2010). Le danger de ces indicateurs est aussi lié au fait qu'ils se basent sur des moyennes, sans nécessairement montrer la dispersion au sein d'un territoire et peuvent ainsi fausser l'analyse d'une réalité plus diverse, avec la coexistence de

différentes formes d'élevage dans un territoire. Des chiffrages globaux à partir de données FAO sur le nombre d'hectares importés pour l'alimentation animale (Chapitres 1.1 et 4.4) ou des scénarios prospectifs sur la compétition entre alimentation animale et humaine (van Zanten *et al.*, 2016) peuvent conduire à des approximations schématiques qui contredisent parfois la réalité des territoires considérés. Ces résultats sont donc à relativiser puisqu'ils se fondent sur des changements d'utilisation du sol à une échelle spatiale large sans considérer les pratiques agricoles sous-jacentes et la variabilité des systèmes à des échelles plus fines. De plus, ils ne tiennent pas compte des choix et habitudes alimentaires des consommateurs.

Différents exemples développés dans cette section décrivent des leviers permettant d'accroître conjointement les performances productives et environnementales des systèmes et des territoires (on parle de solutions gagnant-gagnant, ou de stratégie win-win), tout du moins pour accroître une de ces dimensions sans pénaliser l'autre, stratégie win-no loose (ces réflexions sont également conduites en zone tropicale, cf. Silva *et al.* en Amazonie, (Silva *et al.*, 2016)). Ces approches se basent sur une résolution plus fine permet de capter l'hétérogénéité intra-maille et révéler ainsi d'autres bouquets de services (Ryschawy *et al.*, 2015). Par exemple, l'étude de Teillard *et al.* à un niveau plus fin, celui de la Petite Région Agricole, permet de capter une hétérogénéité intra-départementale de l'intensité agricole et ses effets sur les populations d'oiseaux (Teillard *et al.*, 2012). L'analyse au niveau départemental ou supra aurait donc tendance à gommer la diversité des systèmes d'élevage, en ne représentant que l'état actuel du système dominant (ou en moyennant des systèmes très différents sur un même territoire comme monogastriques et ruminants dans les territoires à « haute densité animale »). Ces approches masquent ainsi l'existence et la diversité des systèmes alternatifs existant le plus souvent à l'état de niches et difficiles à repérer. Pour autant, la compréhension des interactions entre les composantes de ces systèmes et entre ces systèmes offre des leviers d'actions pour atteindre des compromis satisfaisant à de multiples contraintes économiques, environnementales et sociales. Les systèmes de production et les territoires qui limitent fortement l'utilisation des intrants, et par voie de conséquence leurs charges opérationnelles montrent aussi de très gros atouts dans le cadre de la prise en compte des externalités (Reganold and Wachter, 2016). Leur conception fait appel aux notions de diversification des productions, d'utilisation de la biodiversité (synergies temporelles et spatiales entre espèces) et de valorisation des services écosystémiques qui sont au cœur de la transition agro-écologique appliquée aux systèmes d'élevage (Dumont *et al.*, 2013), et de la seconde forme de modernisation écologique de l'élevage présentée en début de chapitre (Duru and Therond, 2015). La complexité de ces systèmes provient de la contextualisation des solutions proposées (Duru *et al.*, 2015), ce qui pose la question de la généralité des solutions techniques, de la formation des éleveurs et de leur encadrement technique.

Dans la littérature on relève beaucoup moins de situations gagnant-gagnant que de situations de concurrence entre les différents effets de l'élevage. Dans une méta-analyse récente qui embrasse une large gamme d'environnements terrestres et littoraux, Howe *et al.* rapportent trois fois plus de situations de concurrences entre la fourniture de différents services ou entre acteurs, que de situations de synergies (Howe *et al.*, 2014). Les concurrences apparaissent plus fréquentes lorsque l'un des acteurs tire un revenu d'une ressource naturelle. La concurrence prévaut notamment entre la production agricole marchande et les autres effets, alors que les effets non marchands sont plus souvent conciliables entre eux (Howe *et al.*, 2014). Dans les situations de concurrence qui conduisent à un arbitrage, les acteurs « gagnants » ont trois fois plus de chance de détenir un intérêt privé vis-à-vis d'une ressource et ont un niveau de revenus supérieurs aux perdants. Il est plus aisé de trouver un arbitrage favorable à la préservation de l'environnement lorsque la diminution du service de production reste limitée. La probabilité d'obtenir une synergie est accrue lorsque les différents acteurs en présence n'ont pas d'intérêt privé dans l'usage des ressources en compétition. Il en est de même lorsqu'on prend en compte le point de vue de l'ensemble des acteurs d'un territoire (Berthet *et al.*, 2012 ; Lamarque *et al.*, 2013), et lorsque l'on s'affranchit de l'idée que la production devrait être systématiquement prioritaire vis-à-vis de la fourniture des services écosystémiques (Howe *et al.*, 2014).

Il est ainsi important de considérer que l'analyse et la perception des synergies et antagonismes entre les services dépendent non seulement des échelles d'espace et de temps considérées, mais aussi de la position et des intérêts des différents acteurs (Duru *et al.*, 2015; Rodriguez *et al.*, 2006). La prise en considération des perceptions des acteurs et décideurs locaux permet de proposer des compromis acceptables issus d'arbitrages

sur les bouquets de services rendus par l'élevage (Groot *et al.*, 2010). Ainsi, des scénarios prospectifs tels que ceux de Solagro (Solagro, 2013) et van Zanten *et al.* (van Zanten *et al.*, 2016) sont-ils à relativiser puisqu'ils intègrent des changements de régimes alimentaires importants sans considérer l'engagement potentiel et les perceptions des consommateurs, qui est en opposition avec une approche de type écologie du système alimentaire (Francis *et al.*, 2003) et ne considérant pas l'importance des héritages dans les régimes alimentaires de leur valeur culturelle et identitaire et cela que ce soit aux échelles régionales ou nationales.. Pour étudier les biens et services fournis par l'élevage, il apparaît nécessaire d'élargir le cadre d'analyse afin de considérer le système d'élevage dans sa globalité. La dimension sociale de la durabilité est souvent sous-évaluée du fait du manque d'indicateurs disponibles. Celle-ci inclut les conditions de vie de l'éleveur, l'organisation du travail et la complexité de gestion du système, et des questions sociétales telles que le bien-être animal, et la qualité sensorielle des produits et leur valeur culturelle, ainsi que des questions de santé publique (qualité nutritionnelle des produits, incidence des produits chimiques, antibiorésistance) et plus généralement la multifonctionnalité de l'élevage et des espaces ruraux (tourisme, loisirs, patrimoine culturel). Certaines formes d'élevage particulièrement avancées dans la transition agroécologique, et décrites dans cette section, se révèlent être très productives tout en fournissant nombre de services intrants pour elles-mêmes et pour d'autres secteurs de l'agriculture, ainsi que différents services écosystémiques à la société. La prise en compte de ces services, par exemple la séquestration du carbone par les prairies, est susceptible de modifier les classements entre systèmes (Doreau *et al.*, 2011 ; Nguyen *et al.*, 2012). De même, le choix des unités fonctionnelles (émissions ramenées au kg de produit ou à l'hectare) et des frontières du système peuvent nettement en bouleverser l'évaluation. L'importance de ces choix est souvent sous-estimée ; ces choix doivent inclure les effets délocalisés, comme c'est le cas des analyses de cycle de vie. D'autres services comme la fourniture d'acides gras indispensables, dont la concentration dépend de l'alimentation des animaux, ont pu être évalués et leur analyse devra être approfondies pour ne pas se limiter à une quantification des protéines produites sans tenir compte de la qualité de l'alimentation (Jacquot *et al.*, 2015a ; Jacquot *et al.*, 2013; Jacquot *et al.*, 2015b).

La question de la rémunération des services environnementaux, en considérant soit des paiements pour des externalités positives ou une taxation des externalités négatives reste complexe. Elle nécessite d'une part de quantifier de manière objective services et dysservices, mais également d'analyser les effets des nouvelles modalités de la politique agricole, en particulier la gestion du premier et du deuxième pilier. Les travaux de recherche en cours devraient aider à élaborer de nouvelles mesures de politiques publiques pour rémunérer les services fournis par certaines formes d'élevage (cf. l'expertise Efese en cours et les travaux soutenus par le méta-programme EcoServ). Une analyse globale a récemment montré qu'à long terme les conséquences négatives de l'utilisation des pesticides seraient bien supérieures au gain économique procuré par le surplus de production qu'ils génèrent (Bourguet and Guillemaud, 2016). La même démarche mérite d'être appliquée aux systèmes et aux territoires d'élevages intensifs, non liés au sol ou dans lesquels les niveaux de production recherchés dépassent les capacités du milieu. Ceux-ci peuvent certes être très efficaces en termes d'émissions de gaz à effet de serre ramenés aux quantités produites, mais ils présentent également des externalités négatives qui ne sont pas systématiquement prises en compte en termes de coûts dans leur évaluation. Ces coûts, dont certains commencent à peine à être discutés, peuvent être de nature environnementale (conséquences des dégâts sur les services écosystémiques, effets des résidus d'antibiotiques sur le niveau d'émission de méthane par les bouses ; (Hammer *et al.*, 2016), réglementaire (fonds publics pour assainir les eaux), sanitaire (antibiorésistance), toxicologique (transfert de résidus de pesticides via les tourteaux de soja ; (Cuhra *et al.*, 2016)) ou nutritionnelle (moins bon profil en acides gras du lait et des viandes de ruminants sauf à compenser par des apports de lin) mais aussi politique et social (exposition des éleveurs aux risques du marché, dévalorisation de leur image et attractivité des territoires en lien avec les aspects culturels, patrimoniaux, le tourisme et les loisirs). Ces coûts et leur évolution sont toutefois très variables selon la manière dont les systèmes sont gérés, y compris pour les systèmes productifs, ce qui présage de marges de manœuvres significatives pour renforcer la durabilité de l'élevage.

Références bibliographiques

Acosta-Alba, I.; Corson, M.S.; van der Werf, H.M.G.; Leterme, P., 2012. Using reference values to assess environmental sustainability of dairy farms. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 27 (3): 217-227. <http://dx.doi.org/10.1017/s1742170511000329>

Ademe, 2014. *Carbone organique des sols : l'énergie de l'agro-écologie, une solution pour le climat*. Angers: ADEME (Collection ADEME, Connaitre et choisir).

Alkemade, R.; van Oorschot, M.; Miles, L.; Nellemann, C.; Bakkenes, M.; ten Brink, B., 2009. GLOBIO3: A Framework to Investigate Options for Reducing Global Terrestrial Biodiversity Loss. *Ecosystems*, 12 (3): 374-390. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-009-9229-5>

Allaire, G.; Cahuzac, E.; Poméon, T.; Simioni, M., 2014. Approche spatiale de la conversion à l'agriculture biologique. *Économie rurale*, (1): 9-31.

Arroyo, J.; Aubin, J.; Auvergne, A.; Dubois, J.P.; Brachet, M.; Fernandez, X.; Debaeke, P.; Fortun-Lamothe, L., 2013. Conception et évaluation d'un système innovant de production de foie gras : le cas de la substitution du maïs par du sorgho chez l'oie. *INRA Productions Animales*, 26 (5): 435-448. <http://www6.inra.fr/productions-animales/2013-Volume-26/Numero-5-2013-pp.-385-454/Conception-et-evaluation-d-un-systeme-innovant-de-production-de-foie-gras>

Asai, M.; Langer, V.; Frederiksen, P.; Jacobsen, B.H., 2014. Livestock farmer perceptions of successful collaborative arrangements for manure exchange: A study in Denmark. *Agricultural Systems*, 128: 55-65. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.03.007>

Audsley, E.; Pearn, K.R.; Simota, C.; Cojocar, G.; Koutsidou, E.; Rounsevell, M.D.A.; Trnka, M.; Alexandrov, V., 2006. What can scenario modelling tell us about future European scale agricultural land use, and what not? *Environmental Science & Policy*, 9 (2): 148-162. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2005.11.008>

Aznar, O.; Guérin, M.; Perrier-Cornet, P., 2007. Agriculture de services, services environnementaux et politiques publiques : éléments d'analyse économique. *Revue d'économie régionale et urbaine*, 2007/4: 573-587.

Baer, S.G.; Blair, J.M.; Collins, S.L.; Knapp, A.K., 2003. Soil resources regulate productivity and diversity in newly established tallgrass prairie. *Ecology*, 84 (3): 724-735. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0724:SRRPAD\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0724:SRRPAD]2.0.CO;2)

Barnaud, C.; Antona, M., 2014. Deconstructing ecosystem services: Uncertainties and controversies around a socially constructed concept. *Geoforum*, 56: 113-123. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.07.003>

Basset-Mens, C.; van der Werf, H.M.G., 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 105 (1-2): 127-144. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.05.007>

Baudon, E.; Cottais, L.; Leterme, P.; Espagnol, S.; Dourmad, J.Y., 2005. Optimisation environnementale des systèmes de production porcine. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 325-332.

Belloir, P.; Lessire, M.; Berri, C.; Lambert, W.; Corrent, E.; Tesseraud, S., 2015. Revisiting amino acid nutrition. *20th European Symposium on Poultry Nutrition*, 24-27 août Prague, Czech Republic, 27-34.

Bennett, E.M.; Peterson, G.D.; Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12 (12): 1394-1404. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>

Benoit, M.; Agabriel, J., 2016. Filières bovine et ovine allaitantes. In: Coudurier, B.; Georget, M.; Guyomard, H.; Huyghe, C.; Peyraud, J.-L., eds. *Vers des agricultures à hautes performances. Volume 4. Analyse des voies de progrès en agriculture conventionnelle par orientation productive*. Paris: INRA, 326-353.

Benoit, M.; Dakpo, H., 2012. Greenhouse gas emissions on french meat sheep farms: analysis over the period 1987-2010. *Emissions of Gas and Dust from Livestock, Edits. Hassouna M., Guigand N. Proceedings Emili 2012 congress*: 384-387.

Benoit, M.; Laignel, G., 2011. Analyse sur le long terme de systèmes d'élevage ovins allaitants en France. Quelles trajectoires et quels facteurs de réussite économique ? *INRA Productions Animales*, 24 (3): 211-220. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/5646/80246/version/1/file/Prod_Anim_2011_24_3_01.pdf

Benoit, M.; Laignel, G.; Lienard, G.; Dedieu, B.; Chabosseau, J.M., 1997. Eléments de réussite économique des élevages ovins extensifs du Montmorillonnais. *INRA Productions Animales*, 10 (5): 349-362. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/4818/45565/version/1/file/Prod_Anim_1997_10_5_02.pdf

Berthet, E.T.A.; Bretagnolle, V.; Segrestin, B., 2012. Analyzing the Design Process of Farming Practices Ensuring Little Bustard Conservation: Lessons for Collective Landscape Management. *Journal of Sustainable Agriculture*, 36 (3): 319-336. <http://dx.doi.org/10.1080/10440046.2011.627988>

Bertoni, G.; Trevisi, E.; Houdijk, J.; Calamari, L.; Athanasiadou, S., 2016. Welfare Is Affected by Nutrition Through Health, Especially Immune Function and Inflammation. In: Phillips, C.J.C., ed. *Nutrition and the Welfare of Farm Animals*. Cham: Springer International Publishing, 85-113. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-27356-3_5

Beudou, J.; Martin, G.; Ryschawy, J., 2016. Unlocking the agroecological transition in livestock farming: the key role of the cultural and territorial vitality services provided by livestock to society. *Agronomy for Sustainable Development*, soumis.

Bijja, M.; Dubois, J.-P.; Lavigne, F.; Auvergne, A.; Arroyo, J.; Fernandez, X., 2010. Qualité des parcours de palmipèdes : comparaison de la conduite en parcours tournants et en parcours fixe. *9èmes Journées de la Recherche Palmipèdes à Foie Gras*. Bordeaux, France, 197-201.

Boatman, N.; Rew, L.; Theaker, A.; Froudwilliams, R., 1994. The impact of nitrogen fertilizers on field margin flora. In: Boatman, N., ed. *Field Margins: Integrating Agriculture and Conservation. Proceedings*. British Crop Protection Council in association with the British Ecological Society (British Crop Protection Council Monograph Series), 209-214.

Boissy, A.; Bouix, J.; Orgeur, P.; Poindron, P.; Bibé, B.; Le Neindre, P., 2005. Genetic analysis of emotional reactivity in sheep: effects of the genotypes of the lambs and of their dams. *Genetics, Selection, Evolution : GSE*, 37 (5): 381-401. <http://dx.doi.org/10.1186/1297-9686-37-5-381>

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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2013.09.010>

Bonaudo, T.; Billen, G.; Garnier, J.; Barataud, F.; Bognon, S.; Marty, P.; Dupre, D., 2015. Le système agro-alimentaire : un découplage progressif de la production et de la consommation. In: Nicolas, B., ed. *Essai d'écologie territoriale*. CNRS Editions (CNRS Alpha), 157-178. http://www.cnrseditions.fr/geographie/7207-essai-d-ecologie-territoriale.html?search_query=le+metabolisme+territorial&results=1

- Bonneau, M.; Dourmad, J.Y.; Germon, J.C.; Hassouna, M.; Lebret, B.; Loyon, L.; Paillat, J.M.; Ramonet, Y.; Robin, P., 2008. Connaissance des émissions gazeuses dans les différentes filières de gestion des effluents porcins. *INRA Productions Animales*, 21 (4): 345-359. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/5598/79577/version/1/file/Prod_Anim_2008_4_04.pdf
- Bordes, A.; Grimaud, L.; Grannec, M.L.; Boulestreau-Boulay, A.L., 2016. Impact du lien au sol sur les performances économiques et environnementales d'une exploitation porcine naisseur engraisseur. *Journées Rech. Porcine en France*, 7-12. <http://www.journees-recherche-porcine.com/texte/2016/economie/e2.pdf>
- Bourguet, D.; Guillemaud, T., 2016. The Hidden and External Costs of Pesticide Use. In: Lichtfouse, E., ed. *Sustainable Agriculture Reviews*. Cham: Springer International Publishing, 35-120. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-26777-7_2
- Brachet, M.; Guy, G.; Fernandez, X.; Arroyo, J.; Fortun-Lamothe, L., 2015. Impacts environnementaux de la production de foie gras d'oie : comparaison des systèmes de production avec ou sans gavage. *11èmes Journées de la Recherche Avicole et Palmipèdes à Foie Gras*. Tours, France, 950-954. <http://prodinra.inra.fr/record/342123>
- Bradbury, R.B.; Stoate, C.; Tallowin, J.R.B., 2010. FORUM: Lowland farmland bird conservation in the context of wider ecosystem service delivery. *Journal of Applied Ecology*, 47 (5): 986-993. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01843.x>
- Calder, P.C., 2014. Very long chain omega-3 (n-3) fatty acids and human health. *European Journal of Lipid Science and Technology*, 116 (10): 1280-1300. <http://dx.doi.org/10.1002/ejlt.201400025>
- Carrère, P.; Dumont, B.; Cordonnier, S.; Orth, D.; Teyssonneyre, F.; Petit, M., 2002. L'exploitation des prairies de montagne peut-elle concilier biodiversité et production fourragère ? *Actes du colloque INRA-ENITAC Agriculture et produits alimentaires de montagne*. ENITAC, 41-46.
- Casey, J.W.; Holden, N.M., 2006. Greenhouse gas emissions from conventional, agri-environmental scheme, and organic Irish suckler-beef units. *Journal of Environmental Quality*, 35 (1): 231-239. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2005.0121>
- Chan, K.M.A.; Guerry, A.D.; Balvanera, P.; Klain, S.; Satterfield, T.; Basurto, X.; Bostrom, A.; Chuenpagdee, R.; Gould, R.; Halpern, B.S.; Hannahs, N.; Levine, J.; Norton, B.; Ruckelshaus, M.; Russell, R.; Tam, J.; Woodside, U., 2012. Where are Cultural and Social in Ecosystem Services? A Framework for Constructive Engagement. *BioScience*, 62 (8): 744-756. <http://dx.doi.org/10.1525/bio.2012.62.8.7>
- Chevalier, D.; Nicolas, C.; Amand, G., 2015. Le bâtiment d'élevage, un outil stratégique pour la filière avicole *Onzièmes Journées de la Recherche Avicole et Palmipèdes à Foie Gras*. Tours, France: 25-26 mars 2015, 840-854.
- Coignard, M.; Guatteo, R.; Veissier, I.; de Boyer des Roches, A.; Mounier, L.; Lehébel, A.; Bareille, N., 2013. Description and factors of variation of the overall health score in French dairy cattle herds using the Welfare Quality® assessment protocol. *Preventive Veterinary Medicine*, 112 (3-4): 296-308. <http://dx.doi.org/10.1016/j.prevetmed.2013.07.018>
- Coquil, X.; Béguin, P.; Dedieu, B., 2014. Transition to self-sufficient mixed crop-dairy farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 29 (03): 195-205. <http://dx.doi.org/10.1017/S1742170513000458>
- Costanza, R.; d'Arge, R.; deGroot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; Oneill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P.; vandenBelt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630): 253-260. <http://dx.doi.org/10.1038/387253a0>

Crosson, P.; Shalloo, L.; O'Brien, D.; Lanigan, G.J.; Foley, P.A.; Boland, T.M.; Kenny, D.A., 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology*, 166-67: 29-45. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeeds.2011.04.001>

Cuhra, M.; Bøhn, T.; Cuhra, P., 2016. Glyphosate: Too Much of a Good Thing? *Frontiers in Environmental Science*, 4. <http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2016.00028>

d'Alexis, S.; Sauvant, D.; Boval, M., 2014. Mixed grazing systems of sheep and cattle to improve liveweight gain: a quantitative review. *Journal of Agricultural Science*, 152 (4): 655-666. <http://dx.doi.org/10.1017/s0021859613000622>

da Silva, V.P.; van der Werf, H.M.G.; Soares, S.R.; Corson, M.S., 2014. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management*, 133: 222-231. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.011>

Darnhofer, I.; Bellon, S.; Dedieu, B.; Milestad, R., 2010. Adaptiveness to enhance the sustainability of farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (3): 545-555. <http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009053>

Daw, T.M.; Coulthard, S.; Cheung, W.W.L.; Brown, K.; Abunge, C.; Galafassi, D.; Peterson, G.D.; McClanahan, T.R.; Omukoto, J.O.; Munyi, L., 2015. Evaluating taboo trade-offs in ecosystems services and human well-being. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112 (22): 6949-6954. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1414900112>

de Vries, M.; De Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128 (1-3): 1-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.007>

Dekker, S.E.M.; De Boer, I.J.M.; Vermeij, I.; Aarnink, A.J.A.; Koerkamp, P., 2011. Ecological and economic evaluation of Dutch egg production systems. *Livestock Science*, 139 (1-2): 109-121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.011>

Delaby, L.; Comeron, E.; Mc Carty, B.; Pavie, J.; Peyraud, J.L., 2016. Les légumineuses fourragères, indispensables à l'élevage de demain. *Fourrages*, 226: 77-86.

Delaby, L.; Fiorelli, J.L., 2014. Systèmes laitiers à bas intrants: entre traditions et innovations. *INRA Productions Animales*, 27 (2): 123-133.

Dick, J.; Andrews, C.; Beaumont, D.A.; Benham, S.; Brooks, D.R.; Corbett, S.; Lloyd, D.; McMillan, S.; Monteith, D.T.; Pilgrim, E.S.; Rose, R.; Scott, A.; Scott, T.; Smith, R.I.; Taylor, C.; Taylor, M.; Turner, A.; Watson, H., 2011. A comparison of ecosystem services delivered by 11 long-term monitoring sites in the UK environmental change network. *Environmetrics*, 22 (5): 639-648. <http://dx.doi.org/10.1002/env.1069>

Doreau, M.; van der Werf, H.M.G.; Micol, D.; Dubroeuq, H.; Agabriel, J.; Rochette, Y.; Martin, C., 2011. Enteric methane production and greenhouse gases balance of diets differing in concentrate in the fattening phase of a beef production system. *Journal of Animal Science*, 89 (8): 2518-2528. <http://dx.doi.org/10.2527/jas.2010-3140>

Dourmad, J.Y.; Hassouna, M.; Robin, R.; Guingand, N.; Meunier-Salaun, M.C.; Lebret, B., 2009. Influence of pig rearing system on animal performance and manure composition. *Animal*, 3 (4): 606-616. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731108003601>

Dourmad, J.Y.; Jondreville, C., 2007. Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pig manure, and on emissions of ammonia and odours. *Livestock Science*, 112: 192-198. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.002>

Dourmad, J.Y.; Moset -Hernandez, V.; Espagnol, S.; Hassouna, M.; Rigolot, C., 2012. A dynamic model of ammonia emission and concentration in fattening pig buildings. *International symposium on Emission of Gas and Dust from Livestock*. Saint-Malo, 251. <https://colloque4.inra.fr/emili2012/Oral-presentations/>

Dourmad, J.Y.; Ryschawy, J.; Trousson, T.; Bonneau, M.; Gonzalez, J.; Houwers, H.W.J.; Hviid, M.; Zimmer, C.; Nguyen, T.L.T.; Morgensen, L., 2014. Evaluating environmental impacts of contrasting pig farming systems with life cycle assessment. *Animal*, 8 (12): 2027-2037. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731114002134>

Dubois, J.-P.; Bijja, M.; Auvergne, A.; Lavigne, F.; Fernandez, X.; Babilé, R., 2008. Agroforesterie : comportement des oies sous un couvert de noyers et effets sur les performances du verger. *8èmes Journées de la Recherche sur les Palmipèdes à foie gras*. Arcachon, France, 111-115.

Dumont, B.; Andueza, D.; Niderkorn, V.; Lüscher, A.; Porqueddu, C.; Picon-Cochard, C., 2015. A meta-analysis of climate change effects on forage quality in grasslands: specificities of mountain and Mediterranean areas. *Grass and Forage Science*, 70 (2): 239-254. <http://dx.doi.org/10.1111/gfs.12169>

Dumont, B.; Farruggia, A.; Garel, J.P.; Bachelard, P.; Boitier, E.; Frain, M., 2009. How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass and Forage Science*, 64 (1): 92-105. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2008.00674.x>

Dumont, B.; Fortun-Lamothe, L.; Jouven, M.; Thomas, M.; Tichit, M., 2013. Prospects from agroecology and industrial ecology for animal production in the 21st century. *Animal*, 7 (6): 1028-1043. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731112002418>

Duru, M.; Moraine, M.; Therond, O., 2015. An analytical framework for structuring analysis and design of sustainable ruminant livestock systems. *Animal Frontiers*, 5 (4): 6-13. <http://dx.doi.org/10.2527/af.2015-0041>

Duru, M.; Therond, O., 2015. Livestock system sustainability and resilience in intensive production zones: which form of ecological modernization? *Regional Environmental Change*, 15 (8): 1651-1665. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-014-0722-9>

Dusart, L.; Meda, B.; Protino, J.; Chevalier, D.; Dezat, E.; Chenut, R.; Ponchant, P.; Lescoat, P.; Berri, C.; Bouvarel, I., 2015a. OVALI : un outil pratique d'évaluation de la durabilité des filières avicoles. 2-Utilisation pour la conception de nouveaux systèmes de production. *11èmes Journées de la Recherche Avicole et des Palmipèdes à Foie Gras*. Tours, 2015-03-25 - 2015-03-26, 881-886.

Dusart, L.; Protino, J.; Meda, B.; Dezat, E.; Chevalier, D.; Magdelaine, P.; Chenut, R.; Ponchant, P.; Lescoat, P.; Berri, C., 2015b. Ovali, une méthode pour améliorer la durabilité des filières avicoles. *TeMA: techniques et marchés avicoles*, (35): 4-12.

Eigenbrod, F.; Armsworth, P.R.; Anderson, B.J.; Heinemeyer, A.; Gillings, S.; Roy, D.B.; Thomas, C.D.; Gaston, K.J., 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, 47 (2): 377-385. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01777.x>

Erb, K.-H.; Lauk, C.; Kastner, T.; Mayer, A.; Theurl, M.C.; Haberl, H., 2016. Exploring the biophysical option space for feeding the world without deforestation. *Nature Communications*, 7: 11382. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms11382>

Ermgassen, E.; Phalan, B.; Green, R.E.; Balmford, A., 2016. Reducing the land use of EU pork production: where there's swill, there's a way. *Food Policy*, 58: 35-48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.11.001>

European Commission, 2007. *Attitudes of EU citizens towards Animal Welfare*: European Commission, 51 p. + annexes. http://www.vuzv.sk/DB-Welfare/vseob/sp_barometer_aw_en.pdf

Falconnier, G.; Mouret, J.-C.; Hammond, R., 2012. Des canards pour désherber les rizières: une intégration agriculture-élevage prometteuse pour les riziculteurs biologiques camarguais. 1. *Conférence internationale sur les systèmes de production rizicole biologique*. 2012-08-27/2012-08-30, Montpellier, FRA.

FAO, 2011. *World Livestock 2011–Livestock in Food Security*. FAO Rome. <http://www.fao.org/docrep/014/i2373e/i2373e.pdf>

FAO; Steinfeld, H.; Gerber, P.J.; Wassenaar, T.; Castel, V.; Rosales, M.; de Haan, C., 2006. *Livestock long shadow. Environmental issues and options*. Rome, Italy: FAO, 390 p. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a0701e/a0701e.pdf>

Farruggia, A.; Dumont, B.; Scohier, A.; Leroy, T.; Pradel, P.; Garel, J.P., 2012. An alternative rotational stocking management designed to favour butterflies in permanent grasslands. *Grass and Forage Science*, 67 (1): 136-149. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2011.00829.x>

Faruk, M.U.; Bouvarel, I.; Meme, N.; Rideau, N.; Roffidal, L.; Tukur, H.M.; Bastianelli, D.; Nys, Y.; Lescoat, P., 2010. Sequential feeding using whole wheat and a separate protein-mineral concentrate improved feed efficiency in laying hens. *Poultry Science*, 89 (4): 785-796. <http://dx.doi.org/10.3382/ps.2009-00360>

Foley, J.A.; DeFries, R.; Asner, G.P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, S.R.; Chapin, F.S.; Coe, M.T.; Daily, G.C.; Gibbs, H.K.; Helkowski, J.H.; Holloway, T.; Howard, E.A.; Kucharik, C.J.; Monfreda, C.; Patz, J.A.; Prentice, I.C.; Ramankutty, N.; Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309 (5734): 570-574. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1111772>

Foley, J.A.; Ramankutty, N.; Brauman, K.A.; Cassidy, E.S.; Gerber, J.S.; Johnston, M.; Mueller, N.D.; O'Connell, C.; Ray, D.K.; West, P.C.; Balzer, C.; Bennett, E.M.; Carpenter, S.R.; Hill, J.; Monfreda, C.; Polasky, S.; Rockstrom, J.; Sheehan, J.; Siebert, S.; Tilman, D.; Zaks, D.P.M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478 (7369): 337-342. <http://dx.doi.org/10.1038/nature10452>

Francis, C.; Lieblein, G.; Gliessman, S.; Breland, T.A.; Creamer, N.; Harwood, R.; Salomonsson, L.; Helenius, J.; Rickerl, D.; Salvador, R.; Wiedenhoef, M.; Simmons, S.; Allen, P.; Altieri, M.; Flora, C.; Poincelot, R., 2003. Agroecology: The ecology of food systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 22 (3): 99-118. http://dx.doi.org/10.1300/J064v22n03_10

Franzen, M.; Nilsson, S.G., 2008. How can we preserve and restore species richness of pollinating insects on agricultural land? *Ecography*, 31 (6): 698-708. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05110.x>

Gadray, J., 1996. *L'économie des services*. coll. Paris: (La Découverte).

Garambois, N.; Devienne, S., 2010. Evaluation économique, du point de vue de la collectivité, des systèmes bovins laitiers herbagers 17. *Rencontres Recherche Ruminants* 25-32.

Garcia-Launay, F.; van der Werf, H.M.G.; Nguyen, T.T.H.; Le Tutour, L.; Dourmad, J.Y., 2014. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in pig production using Life Cycle Assessment. *Livestock Science*, 161: 158-175. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2013.11.027>

Gaudré, D.; Roques, C.; Roca, X., 2013. Utilisation d'un coproduit de biscuiterie dans l'alimentation des porcs en engraissement et en post-sevrage. *Journées Recherche Porcine*. Paris, 195-196. <http://www.journees-recherche-porcine.com/texte/2013/alimentation/JRP-2013-alimentation17.pdf>

Gaujour, E.; Amiaud, B.; Mignolet, C.; Plantureux, S., 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (1): 133-160. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-011-0015-3>

Gédouin, M., 2008. *Les éleveurs et leur travail en Picardie : synthèse d'enquêtes régionales et propositions pour l'action: Agro-transfert Picardie*, 24 p. http://www.agro-transfert-rt.org/wp-content/uploads/2016/02/Les_%C3%A9leveurs_et_leur_travail_en_Picardie.pdf

Geertsema, W.; Rossing, W.A.H.; Landis, D.A.; Bianchi, F.J.J.A.; van Rijn, P.C.J.; Schaminée, J.H.J.; Tschamntke, T.; van der Werf, W., 2016. Actionable knowledge for ecological intensification of agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14 (4): 209-216. <http://dx.doi.org/10.1002/fee.1258>

Geijzenborffer, I.R.; Regan, E.C.; Pereira, H.M.; Brotons, L.; Brummitt, N.; Gavish, Y.; Haase, P.; Martin, C.S.; Mihoub, J.-B.; Secades, C.; Schmeller, D.S.; Stoll, S.; Wetzell, F.T.; Walters, M., 2016. Bridging the gap between biodiversity data and policy reporting needs: An Essential Biodiversity Variables perspective. *Journal of Applied Ecology*, 53 (5): 1341-1350. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12417>

Gerber, P.J.; Vellinga, T.; Opio, C.; Steinfeld, H., 2011. Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livestock Science*, 139 (1-2): 100-108. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2011.03.012>

German, R.N.; Thompson, C.E.; Benton, T.G., 2016. Relationships among multiple aspects of agriculture's environmental impact and productivity: a meta-analysis to guide sustainable agriculture. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*. <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12251>

Gibon, A.; Ladet, S.; Balent, G., 2015. Diagnostic socioécologique de la gestion des prairies en référence aux services écosystémiques attendus des paysages dans le Parc National des Pyrénées (France). *Fourrages*, (224): 305-319. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/2066>

Gliessman, S.R., 2007. Animals in Agroecosystems. In: Gliessman, S.R., ed. *Agroecology: The Ecology of Sustainable Food systems*. Boca Raton FL (USA): CRC Press, 269-285.

González-García, E.; Gourdière, J.L.; Alexandre, G.; Archimède, H.; Vaarst, M., 2012. The complex nature of mixed farming systems requires multidimensional actions supported by integrative research and development efforts. *Animal*, 6 (Special Issue 05): 763-777. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731111001923>

Goulson, D.; Hanley, M.E.; Darvill, B.; Ellis, J.S.; Knight, M.E., 2005. Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*, 122 (1): 1-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2004.06.017>

Grandin, T.; Deesing, M.J., 2014. Chapter 1 - Behavioral Genetics and Animal Science. *Genetics and the Behavior of Domestic Animals (Second Edition)*. San Diego: Academic Press, 1-40. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-394586-0.00001-9>

Green, R.E.; Cornell, S.J.; Scharlemann, J.P.W.; Balmford, A., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307 (5709): 550-555. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1106049>

Groot, J.C.J.; Jellema, A.; Rossing, W.A.H., 2010. Designing a hedgerow network in a multifunctional agricultural landscape: Balancing trade-offs among ecological quality, landscape character and implementation costs. *European Journal of Agronomy*, 32 (1): 112-119. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2009.07.002>

Groot, J.C.J.; Rossing, W.A.H.; Jellema, A.; Stobbelaar, D.J.; Renting, H.; Van Ittersum, M.K., 2007. Exploring multi-scale trade-offs between nature conservation, agricultural profits and landscape quality - A methodology to support discussions on land-use perspectives. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 120 (1): 58-69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.037>

Guy, G.; Fortun-Lamothe, L.; Bénard, G.; Fernandez, X., 2013. Natural induction of spontaneous liver steatosis in Greylag Landaise geese (*Anser anser*). *Journal of Animal Science*, 91 (1): 455-464. <http://dx.doi.org/10.2527/jas.2012-5492>

Hamann, M.; Biggs, R.; Reyers, B., 2015. Mapping social-ecological systems: Identifying 'green-loop' and 'red-loop' dynamics based on characteristic bundles of ecosystem service use. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 34: 218-226. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.07.008>

Hammer, T.J.; Fierer, N.; Hardwick, B.; Simojoki, A.; Slade, E.; Taponen, J.; Viljanen, H.; Roslin, T., 2016. Treating cattle with antibiotics affects greenhouse gas emissions, and microbiota in dung and dung beetles. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 283 (1831). <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2016.0150>

Havlik, P.; Leclère, D.; Valin, H.; Herrero, M.; Schmid, E.; Soussana, J.F.; Müller, C.; Obersteiner, M., 2015. Global climate change, food supply and livestock production systems: a bioeconomic analysis. In: Elbehri, A., ed. *Climate Change and Food Systems: Global Assessments and Implications for Food Security and Trade*. Roma: FAO, 176-208. <http://www.fao.org/3/a-i4332e/i4332e06.pdf>

Havlik, P.; Schneider, U.A.; Schmid, E.; Bottcher, H.; Fritz, S.; Skalsky, R.; Aoki, K.; De Cara, S.; Kindermann, G.; Kraxner, F.; Leduc, S.; McCallum, I.; Mosnier, A.; Sauer, T.; Obersteiner, M., 2011. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy*, 39 (10): 5690-5702. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2010.03.030>

Havlik, P.; Valin, H.; Herrero, M.; Obersteiner, M.; Schmid, E.; Rufino, M.C.; Mosnier, A.; Thornton, P.K.; Bottcher, H.; Conant, R.T.; Frank, S.; Fritz, S.; Fuss, S.; Kraxner, F.; Notenbaert, A., 2014. Climate change mitigation through livestock system transitions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (10): 3709-3714. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1308044111>

Henseler, M.; Wirsig, A.; Herrmann, S.; Krimly, T.; Dabbert, S., 2009. Modeling the impact of global change on regional agricultural land use through an activity-based non-linear programming approach. *Agricultural Systems*, 100 (1-3): 31-42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2008.12.002>

Hoekstra, J.M.; Boucher, T.M.; Ricketts, T.H.; Roberts, C., 2004. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8 (1): 23-29. <http://dx.doi.org/>

Hossain, S.; Sugimoto, H.; Ahmed, G.; Islam, M.R., 2005. Effect of integrated rice-duck farming on rice yield, farm productivity, and rice provisioning. *Asian Journal of Agriculture and Development (Philippines)*.

Howe, C.; Suich, H.; Vira, B.; Mace, G.M., 2014. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 28: 263-275. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005>

ITAVI, 2013. *Estimation des rejets d'azote - phosphore - potassium calcium - cuivre - et zinc par les élevages avicoles. Mise à jour des références CORPEN-Volailles de 2006*. Paris: ITAVI, 63 p. http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/documents/pdf/sandrinel_Brochure_CORPEN_Volailles_revisee_21_JUIN_2013_DEFINITIVE_cle01d483.pdf

Jacquot, H.; Kerhoas, N.; Chesneau, G.; Mourot, J., 2015a. Change the feed diet of animals allow to approach the nutritional recommendations for consumers without changing their eating habits. *Euro Fed Lipid*. Florence, 27-30 septembre 2015.

Jacquot, H.; Kerhoas, N.; Weill, P.; Chesneau, G.; Guillevic, M.; Ferry, C.; Schmitt, B.; Mourot, J., 2013. Quelle contribution d'un changement de mode de production des animaux dans les apports journaliers d'acides gras ? *Cahiers de Nutrition et de Diététique*, 48: S63. [http://dx.doi.org/10.1016/S0007-9960\(13\)70370-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0007-9960(13)70370-5)

Jacquot, H.; Kerhoas, N.; Weill, P.; Mourot, j., 2015b. What is the contribution of a change of production of animals in daily intake of fatty acids? *Euro Fed Lipid*. Florence, 27-30 septembre 2015.

Jerrentrup, J.S.; Wrage-Mönnig, N.; Röver, K.-U.; Isselstein, J., 2014. Grazing intensity affects insect diversity via sward structure and heterogeneity in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology*, 51 (4): 968-977. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12244>

Jopke, C.; Kreyling, J.; Maes, J.; Koellner, T., 2015. Interactions among ecosystem services across Europe: Bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns. *Ecological Indicators*, 49: 46-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.037>

Jouven, M.; Foulquié, D.; Benoit, M., 2011. Rangeland grazing to improve farm performance. Example for an extensive meat sheep farming system. *Options Méditerranéennes. Série A : Séminaires Méditerranéens*, 100: 249-254. <http://ressources.ciheam.org/om/pdf/a100/00801511.pdf>

Kirchner, M.; Schmidt, J.; Kindermann, G.; Kulmer, V.; Mitter, H.; Pretenthaler, F.; Rüdisser, J.; Schuppenlehner, T.; Schönhart, M.; Strauss, F.; Tappeiner, U.; Tasser, E.; Schmid, E., 2015. Ecosystem services and economic development in Austrian agricultural landscapes — The impact of policy and climate change scenarios on trade-offs and synergies. *Ecological Economics*, 109: 161-174. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.11.005>

Klimek, S.; Richter gen. Kemmermann, A.; Hofmann, M.; Isselstein, J., 2007. Plant species richness and composition in managed grasslands: The relative importance of field management and environmental factors. *Biological Conservation*, 134 (4): 559-570. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2006.09.007>

Köble, R.; Seufert, G., 2001. Novel maps for forest tree species in Europe. *Proceedings of the 8th European Symposium on the Physico-Chemical Behaviour of Air Pollutants: "A Changing Atmosphere!"*. Torino (It) 17-20 September, 2001. http://afoludata.jrc.ec.europa.eu/img/tree_species_maps.pdf

Koch, E.W.; Barbier, E.B.; Silliman, B.R.; Reed, D.J.; Perillo, G.M.E.; Hacker, S.D.; Granek, E.F.; Primavera, J.H.; Muthiga, N.; Polasky, S.; Halpern, B.S.; Kennedy, C.J.; Kappel, C.V.; Wolanski, E., 2009. Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7 (1): 29-37. <http://dx.doi.org/10.1890/080126>

Kragt, M.E.; Robertson, M.J., 2014. Quantifying ecosystem services trade-offs from agricultural practices. *Ecological Economics*, 102: 147-157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.04.001>

Kremen, C.; Miles, A., 2012. Ecosystem Services in Biologically Diversified versus Conventional Farming Systems: Benefits, Externalities, and Trade-Offs. *Ecology and Society*, 17 (4). <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05035-170440>

Kroll, F.; Muller, F.; Haase, D.; Fohrer, N., 2012. Rural-urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. *Land Use Policy*, 29 (3): 521-535. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.07.008>

Labussiere, O., 2014. Le regard d'un chercheur sur DORéMI et l'émergence de nouveaux collectifs pour la rénovation globale. *Dorémi en Biovallée, avancement et perspectives, 11-12 juin 2014*. Crest, France: 2014-06-11. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-01239366>

Lamarque, P.; Meyfroidt, P.; Nettier, B.; Lavorel, S., 2014. How Ecosystem Services Knowledge and Values Influence Farmers' Decision-Making. *Plos One*, 9 (9): e107572. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0107572>

Lang, A.; Perrot, C.; Dupraz, P.; Tregaro, Y.; Rosner, M., 2015. *Les emplois liés à l'élevage français*. Paris: GIS Elevage demain, 444 p. (rapport+annexes). <https://www.gis-elevages-demain.org/Media/fichiers/Rapport-final-Emplois-lies-a-l-elevage>

Le Gal, P.Y.; Bernard, J.; Moulin, C.H., 2013. Supporting strategic thinking of smallholder dairy farmers using a whole farm simulation tool. *Tropical Animal Health and Production*, 45 (5): 1119-1129. <http://dx.doi.org/10.1007/s11250-012-0335-6>

Le Rohellec, C.; Falaise, D.; Mouchet, C.; Boutin, M.; Thiebot, J., 2009. Analyse de l'efficacité environnementale et énergétique de la mesure agri-environnementale « Système fourrager économe en intrants » (SFEI), à partir de l'analyse de pratiques de quarante quatre signataires. Campagne culturelle 2006/2007. *Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants*, 109-112. <http://www.journees3r.fr/spip.php?article2819>

Le Roux, X.; Barbault, R.; Baudry, J.; Burel, F.; Doussan, I.; Garnier, E.; Herzog, F.; Lavorel, S.; Lifran, R.; Roger-Estrade, J.; Sarthou, J.P.; Trommetter, M., 2008. *Agriculture et biodiversité : des synergies à valoriser. Rapport final*. Paris: Inra Expertise scientifique collective ; Ministère de l'Agriculture et de la Pêche ; Ministère de l'Ecologie du Développement et de l'Aménagement durables, 637 p.

Lebret, B.; Meunier-Salaun, M.C.; Foury, A.; Mormede, P.; Dransfield, E.; Dourmad, J.Y., 2006. Influence of rearing conditions on performance, behavioral, and physiological responses of pigs to preslaughter handling, carcass traits, and meat quality. *Journal of Animal Science*, 84 (9): 2436-2447. <http://dx.doi.org/10.2527/jas.2005-689>

Lemaire, G.; Franzluebbers, A.J.; Carvalho, P.C.D.; Dedieu, B., 2014. Integrated crop-livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 4-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.009>

Lescourret, F.; Magda, D.; Richard, G.; Adam-Blondon, A.F.; Bardy, M.; Baudry, J.; Doussan, I.; Dumont, B.; Lefevre, F.; Litrico, I.; Martin-Clouaire, R.; Montuelle, B.; Pellerin, S.; Plantegenest, M.; Tancoigne, E.; Thomas, A.; Guyomard, H.; Soussana, J.F., 2015. A social-ecological approach to managing multiple agro-ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14: 68-75. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2015.04.001>

Litt, J.; Coutelet, G.; Arroyo, J.; Bignon, L.; Laborde, M.; Theau-Clement, M.; Brachet, M.; Guy, G.; Drouilhet, L.; Dubois, J.P.; Grossiord, B.; Herault, F.; Fortun-Lamothe, L., 2014. CUNIPALM : Evaluation de la durabilité et innovations pour des ateliers CUNicoles et PALMipèdes gras plus durables. *Innovations Agronomiques*, 34: 241-258. <http://www6.inra.fr/ciag/Revue/Volumes-publies-en-2014/Volume-34-Mars-2014>

Liu, H.; Meng, J.; Bo, W.; Cheng, D.; Li, Y.; Guo, L.; Li, C.; Zheng, Y.; Liu, M.; Ning, T.; Wu, G.; Yu, X.; Feng, S.; Wuyun, T.; Li, J.; Li, L.; Zeng, Y.; Liu, S.V.; Jiang, G., 2016. Biodiversity management of organic farming enhances agricultural sustainability. *Scientific reports*, 6: 23816. <http://dx.doi.org/10.1038/srep23816>

Lopez-Ridaura, S.; van der Werf, H.; Paillat, J.M.; Le Bris, B., 2009. Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 90 (2): 1296-1304. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.008>

Lovett, D.K.; Shalloo, L.; Dillon, P.; O'Mara, F.P., 2006. A systems approach to quantify greenhouse gas fluxes from pastoral dairy production as affected by management regime. *Agricultural Systems*, 88 (2-3): 156-179. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2005.03.006>

Loyon, L.; Burton, C.H.; Misselbrook, T.; Webb, J.; Philippe, F.X.; Aguilar, M.; Doreau, M.; Hassouna, M.; Veldkamp, T.; Dourmad, J.Y.; Bonmati, A.; Grimm, E.; Sommer, S.G., 2016. Best available technology for European livestock farms: Availability, effectiveness and uptake. *Journal of Environmental Management*, 166: 1-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.046>

Lynch, D.H.; Sumner, J.; Martin, R.C., 2014. Framing the social, ecological and economic goods and services derived from organic agriculture in the Canadian context. *Organic farming, prototype for sustainable agricultures*. Springer, 347-365.

Maes, J.; Egoh, B.; Willemen, L.; Liqueste, C.; Vihervaara, P.; Schägner, J.P.; Grizzetti, B.; Drakou, E.G.; La Notte, A.; Zulian, G.; Bouraoui, F.; Luisa Paracchini, M.; Braat, L.; Bidoglio, G., 2012a. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, 1 (1): 31-39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.004>

Maes, J.; Paracchini, M.L.; Zulian, G.; Dunbar, M.B.; Alkemade, R., 2012b. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation*, 155: 1-12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.016>

Mahmoud, M.; Liu, Y.; Hartmann, H.; Stewart, S.; Wagener, T.; Semmens, D.; Stewart, R.; Gupta, H.; Dominguez, D.; Dominguez, F.; Hulse, D.; Letcher, R.; Rashleigh, B.; Smith, C.; Street, R.; Ticehurst, J.; Twery, M.; van Delden, H.; Waldick, R.; White, D.; Winter, L., 2009. A formal framework for scenario development in support of environmental decision-making. *Environmental Modelling & Software*, 24 (7): 798-808. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.11.010>

Manuelian, C.L.; Albanell, E.; Rovai, M.; Caja, G.; Guitart, R., 2015. Kinetics of lithium as a lithium chloride dose suitable for conditioned taste aversion in lactating goats and dry sheep1. *Journal of Animal Science*, 93 (2): 562-569. <http://dx.doi.org/10.2527/jas.2014-8223>

Marini, L.; Fontana, P.; Scotton, M.; Klimek, S., 2008. Vascular plant and Orthoptera diversity in relation to grassland management and landscape composition in the European Alps. *Journal of Applied Ecology*, 45 (1): 361-370. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01402.x>

Marriott, C.; Fothergill, M.; Jeangros, B.; Scotton, M.; Louault, F., 2004. Long-term impacts of extensification of grassland management on biodiversity and productivity in upland areas. A review. *Agronomie*, 24 (8): 447-462. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2004041>

Marshall, B.M.; Levy, S.B., 2011. Food Animals and Antimicrobials: Impacts on Human Health. *Clinical Microbiology Reviews*, 24 (4): 718-+. <http://dx.doi.org/10.1128/cmr.00002-11>

Marshall, E.J.P.; West, T.M.; Kleijn, D., 2006. Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 113 (1-4): 36-44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.036>

Martin, G.; Cruz, P.; Theau, J.P.; Jouany, C.; Fleury, P.; Granger, S.; Faivre, R.; Balente, G.; Lavorel, S.; Duru, M., 2009. A multi-site study to classify semi-natural grassland types. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 129 (4): 508-515. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.11.005>

Martin, G.; Moraine, M.; Ryschawy, J.; Magne, M.A.; Asai, M.; Sarthou, J.P.; Duru, M.; Therond, O., 2016. Crop-livestock integration beyond the farm level: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36 (3): 53. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-016-0390-x>

MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Rapport de synthèse de l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire* 59 p.

Mialon, M.M.; Martin, C.; Garcia, F.; Menassol, J.B.; Dubroeuq, H.; Veissier, I.; Micol, D., 2008. Effects of the forage-to-concentrate ratio of the diet on feeding behaviour in young Blond d'Aquitaine bulls. *Animal*, 2 (11): 1682-1691. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731108002905>

Monteny, G.J.; Bannink, A.; Chadwick, D., 2006. Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 112 (2-3): 163-170. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.015>

Moraine, M.; Duru, M.; Nicholas, P.; Leterme, P.; Therond, O., 2014. Farming system design for innovative crop-livestock integration in Europe. *Animal*, 8 (8): 1204-1217. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114001189>

Moraine, M.; Duru, M.; Therond, O., 2016. A social-ecological framework for analyzing and designing integrated crop–livestock systems from farm to territory levels. *Renewable Agriculture and Food Systems*, FirstView: 1-14. <http://dx.doi.org/10.1017/S1742170515000526>

Moraine, M.; Grimaldi, J.; Murgue, C.; Duru, M.; Théron, O., 2016 (accepté). Co-design and assessment of crop-livestock systems at the territory level: a case study in south-western France. *Agricultural Systems*.

Mortimer, S.; Kessock-Philip, R.; Potts, S.; Ramsay, A.; Roberts, S.; Woodcock, B.; Hopkins, A.; Gundry, A.; Dunn, R.; Tallwin, J.; Vickery, J.; Gough, S., 2006. *Review of the Diet and Microhabitat Values for Wildlife and the Agronomic Potential of Selected Grassland Plant Species* English Nature Research Report. <http://publications.naturalengland.org.uk/publication/87001>

Murgue, C.; Therond, O.; Leenhardt, D., 2015. Toward integrated water and agricultural land management: Participatory design of agricultural landscapes. *Land Use Policy*, 45: 52-63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.011>

Murgueitio, E.; Calle, Z.; Uribe, F.; Calle, A.; Solorio, B., 2011. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. *Forest Ecology and Management*, 261 (10): 1654-1663. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.027>

Nguyen, T.T.H.; van der Werf, H.M.G.; Eugene, M.; Veysset, P.; Devun, J.; Chesneau, G.; Doreau, M., 2012. Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems. *Livestock Science*, 145 (1-3): 239-251. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2012.02.010>

Nicholls, C.I.; Altieri, M.A., 2015. Agroecology: designing climate change resilient small farming systems in the developing world. *Agroecology for Food Security and Nutrition. Proceedings of the FAO International Symposium*. Rome, Italy, 271-295.

Nicolas, F.; Valceschini, E.; Paillot, G., 1995. Agro-alimentaire : une économie de la qualité. *Colloque : La qualité dans l'agro-alimentaire. Questions économiques et objets scientifiques*. SFER, Société Française d'Economie Rurale, Paris, 1992-10-25. INRA Editions/Economica, 433 p.

Novak, S.; Emile, J., 2014. Associer des approches analytiques et systémiques pour concevoir un système laitier innovant : de la Fée à l'OasYs. *Fourrages*, (217): 47-56. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1985>

Öckinger, E.; Smith, H.G., 2007. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44 (1): 50-59. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01250.x>

Quin, A.; Burel, F., 2002. Influence of herbaceous elements on butterfly diversity in hedgerow agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 93 (1-3): 45-53. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00004-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00004-X)

Palomo, I.; Martín-López, B.; Alcorlo, P.; Montes, C., 2014. Limitations of Protected Areas Zoning in Mediterranean Cultural Landscapes Under the Ecosystem Services Approach. *Ecosystems*, 17 (7): 1202-1215. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-014-9788-y>

Perrot, C.; Caillaud, D.; Chambaut, H., 2012. Économies d'échelle et économies de gamme en production laitière. Analyse technico-économique et environnementale des exploitations de polyculture-élevage françaises. *Rencontres Recherche Ruminants* 33-36. <http://www.journees3r.fr/spip.php?article3392>

Petz, K.; Alkemade, R.; Bakkenes, M.; Schulp, C.J.E.; van der Velde, M.; Leemans, R., 2014. Mapping and modelling trade-offs and synergies between grazing intensity and ecosystem services in rangelands using global-scale datasets and models. *Global Environmental Change*, 29: 223-234. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.08.007>

Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Aarts, F.; Béline, F.; Bockstaller, C.; Bourblanc, M.; Delaby, L.; Donnars, C.; Dourmad, J.Y.; Dupraz, P.; Durand, P.; Faverdin, P.; Fiorelli, J.L.; Gaigné, C.; Girard, A.; Guillaume, F.; Kuikman, P.; Langlais, A.; Le Goffe, P.; Le Perchec, S.; Lescoat, P.; Morvan, T.; Nicourt, C.; Parnaudeau, V.; Réchauchère, O.; Rochette, P.; Vertes, F.; Veysset, P., 2012. *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise collective INRA*. Paris, France: INRA, 527 p.

Peyraud, J.L.; Taboada, M.; Delaby, L., 2014. Integrated crop and livestock systems in Western Europe and South America: A review. *European Journal of Agronomy*, 57 (SI): 31-42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2014.02.005>

Phocas, F.; Belloc, C.; Bidanel, J.; Delaby, L.; Dourmad, J.Y.; Dumont, B.; Ezanno, P.; Fortun-Lamothe, L.; Foucras, G.; Frappat, B.; González-García, E.; Hazard, D.; Larzul, C.; Lubac, S.; Mignon-Grasteau, S.; Moreno, C.R.; Tixier-Boichard, M.; Brochard, M., 2016. Review: Towards the agroecological management of ruminants, pigs and poultry through the development of sustainable breeding programmes: I-selection goals and criteria. *Animal*, FirstView: 1-11. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731116000926>

Pierre, G., 2016. *Agro-énergies dan sles territoires*. Rennes: PUR (*Espace et Territoires*), 272 p.

Pires, J.A.; Chilliard, Y.; Delavaud, C.; Rouel, J.; Pomies, D.; Blanc, F., 2015. Physiological adaptations and ovarian cyclicity of Holstein and Montbeliarde cows under two low-input production systems. *Animal*, 9 (12): 1986-95. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731115001317>

Pomar, C.; Pomar, J.; Dubeau, F.; Joannopoulos, E.; Dussault, J.P., 2014. The impact of daily multiphase feeding on animal performance, body composition, nitrogen and phosphorus excretions, and feed costs in growing-finishing pigs. *Animal*, 8 (5): 704-713. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114000408>

Popp, A.; Lotze-Campen, H.; Bodirsky, B., 2010. Food consumption, diet shifts and associated non-CO2 greenhouse gases from agricultural production. *Global Environmental Change*, 20 (3): 451-462. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.02.001>

Poux, X.; Lumbroso, S.; Aubert, P.-M.; Treyer, S., 2016. *Contributing to the European debate on agriculture and environment: relevance and challenges of an agroecological scenario approach*. Paris: IDDRI, 35 p.

Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 365 (1554): 2959-2971. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>

Puydarrieux, P.; Devaux, J., 2013. *Quelle évaluation économique pour les services écosystémiques rendus par les prairies en France métropolitaine?* Paris: Commissariat général au développement durable, Études & documents, 40 p. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/E_D_92_prairies.pdf

Raudsepp-Heame, C.; Peterson, G.D.; Bennett, E.M., 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107 (11): 5242-5247. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2841950/pdf/pnas.200907284.pdf>

Regan, J.; Marton, S.; Barrantes, O.; Hanegraaf, N.; Ruane, E.; Berland, J.; Pellerin, S.; Nesmes, T., 2015. Does the recoupling of dairy and crop production at the district scale lead to environmental benefits? A case-study approach in Europe. *5th International Symposium for Farming Systems Design*. Montpellier, France, September 7th-10th, 2015.

Reganold, J.P.; Wachter, J.M., 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants*, 2 (2): 15221. <http://dx.doi.org/10.1038/nplants.2015.221>

Remond, D., 2016. Protéines animales – protéines végétales : Quel équilibre pour une alimentation saine et durable ? *Journées Nationales des GTV*. Nantes. http://www.sngtv.org/4DACTION/NS2013_INDEX/2#

Rockstrom, J.; Steffen, W.; Noone, K.; Persson, A.; Chapin, F.S.; Lambin, E.F.; Lenton, T.M.; Scheffer, M.; Folke, C.; Schellnhuber, H.J.; Nykvist, B.; de Wit, C.A.; Hughes, T.; van der Leeuw, S.; Rodhe, H.; Sorlin, S.; Snyder, P.K.; Costanza, R.; Svedin, U.; Falkenmark, M.; Karlberg, L.; Corell, R.W.; Fabry, V.J.; Hansen, J.; Walker, B.; Liverman, D.; Richardson, K.; Crutzen, P.; Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature*, 461 (7263): 472-475. <http://dx.doi.org/10.1038/461472a>

Rodriguez-Ortega, T.; Oteros-Rozas, E.; Ripoll-Bosch, R.; Tichit, M.; Martin-Lopez, B.; Bernués, A., 2014. Applying the ecosystem services framework to pasture-based livestock farming systems in Europe. *Animal*, 8 (8): 1361-1372. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114000421>

Rodriguez, J.P.; Beard, T.D.; Bennett, E.M.; Cumming, G.S.; Cork, S.J.; Agard, J.; Dobson, A.P.; Peterson, G.D., 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society*, 11 (1): Article n°28, 14 p.

Röös, E.; Patel, M.; Spångberg, J.; Carlsson, G.; Rydhmer, L., 2016. Limiting livestock production to pasture and by-products in a search for sustainable diets. *Food Policy*, 58: 1-13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.10.008>

Ryschawy, J.; Bertrand, S.; Disenhaus, C.; Allaire, G.; Aznar, O.; Plantureux, S.; Josien, E.; Guinot, C.; Lasseur, J.; Perrot, C.; Tchakerian, E.; Aubert, C.; Tichit, M., 2016a. Assessing multiple goods and services derived from livestock farming on a nation-wide gradient. *Animal*, in press.

Ryschawy, J.; Choisis, N.; Choisis, J.P.; Gibon, A., 2013. Paths to last in mixed crop-livestock farming: lessons from an assessment of farm trajectories of change. *Animal*, 7 (4): 673-681. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731112002091>

Ryschawy, J.; Choisis, N.; Choisis, J.P.; Joannon, A.; Gibon, A., 2012. Mixed crop-livestock systems: an economic and environmental-friendly way of farming? *Animal*, 6 (10): 1722-1730. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731112000675>

Ryschawy, J.; Joannon, A.; Choisis, J.P.; Gibon, A.; Le Gal, P.Y., 2014. Participative assessment of innovative technical scenarios for enhancing sustainability of French mixed crop-livestock farms. *Agricultural Systems*, 129: 1-8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.004>

Ryschawy, J.; Martin, G.; Moraine, M.; Duru, M.; Théron, O., 2016b. Designing crop-livestock integration at different levels: toward new agroecological models? *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, In press.

Ryschawy, J.; Tichit, M.; Bertrand, S.; Allaire, G.; Plantureux, S.; Aznar, O.; Perrot, C.; Guinot, C.; Josien, E.; Lasseur, J.; Aubert, C.; Tchakerian, E.; Disenhaus, C., 2015. Comment évaluer les services rendus par l'élevage ? Une approche méthodologique sur le cas de la France. *INRA Productions Animales*, 28 (1): 23-37. http://www6.inra.fr/productions-animales/Media/PDF-2015/Numero-1-2015/Prod_Anim_2015_28_1_03.pdf

Sabate, J.; Harwatt, H.; Soret, S., 2016. Environmental Nutrition: A New Frontier for Public Health. *American journal of public health*, 106 (5): 815-821. <http://dx.doi.org/10.2105/ajph.2016.303046>

Sabatier, R.; Doyen, L.; Tichit, M., 2014. Heterogeneity and the trade-off between ecological and productive functions of agro-landscapes: A model of cattle-bird interactions in a grassland agroecosystem. *Agricultural Systems*, 126: 38-49. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2013.02.008>

Sabatier, R.; Teillard, F.; Rossing, W.A.H.; Doyen, L.; Tichit, M., 2015. Trade-offs between pasture production and farmland bird conservation: exploration of options using a dynamic farm model. *Animal*, 9 (5): 899-907. <http://dx.doi.org/10.1017/s175173111400281x>

Sagoff, M., 2011. The quantification and valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 70 (3): 497-502. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.10.006>

Saska, P.; Vodde, M.; Heijerman, T.; Westerman, P.; van der Werf, W., 2007. The significance of a grassy field boundary for the spatial distribution of carabids within two cereal fields. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 122 (4): 427-434. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2007.02.013>

Schader, C.; Muller, A.; Scialabba, N.E.; Hecht, J.; Isensee, A.; Erb, K.H.; Smith, P.; Makkar, H.P.S.; Klocke, P.; Leiber, F.; Schwegler, P.; Stolze, M.; Niggli, U., 2015. Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. *Journal of the Royal Society Interface*, 12 (113). <http://dx.doi.org/10.1098/rsif.2015.0891>

Schönhart, M.; Mitter, H.; Schmid, E.; Heinrich, G.; Gobiet, A., 2014. Integrated Analysis of Climate Change Impacts and Adaptation. *German Journal of Agricultural Economics*, 63 (3): 156-176.

Scohier, A.; Ouin, A.; Farruggia, A.; Dumont, B., 2013. Is there a benefit of excluding sheep from pastures at flowering peak on flower-visiting insect diversity? *JOURNAL OF INSECT CONSERVATION*, 17 (2): 287-294. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-012-9509-9>

Scollan, N.; Hocquette, J.F.; Nuernberg, K.; Dannenberger, D.; Richardson, I.; Moloney, A., 2006. Innovations in beef production systems that enhance the nutritional and health value of beef lipids and their relationship with meat quality. *Meat Science*, 74 (1): 17-33. <http://dx.doi.org/10.1016/j.meatsci.2006.05.002>

Seppelt, R.; Dormann, C.F.; Eppink, F.V.; Lautenbach, S.; Schmidt, S., 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48 (3): 630-636. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>

Silva, R.D.; Barioni, L.G.; Hall, J.A.J.; Matsuura, M.F.; Albertini, T.Z.; Fernandes, F.A.; Moran, D., 2016. Increasing beef production could lower greenhouse gas emissions in Brazil if decoupled from deforestation. *Nature Climate Change*, 6 (5): 493-+. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2916>

Sjödin, N.E., 2007. Pollinator behavioural responses to grazing intensity. *Biodiversity and Conservation*, 16 (7): 2103-2121. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-006-9103-0>

Smith, J.O.; Smith, P.; Wattenbach, M.; Zaehle, S.; Hiederer, R.; Jones, R.J.A.; Montanarella, L.; Rounsevell, M.D.A.; Reginster, I.; Ewert, F., 2005. Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990–2080. *Global Change Biology*, 11 (12): 2141-2152. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001075.x>

Sneessens, I.; Benoit, M.; Brunschwig, G., 2014. Un cadre d'analyse pour évaluer les gains d'efficience permis par les interactions culture-élevage : une typologie des systèmes de polyculture-élevage couplée à une quantification de l'intégration. *Innovations Agronomiques*, 39 127-137.

Solagro, 2013. *Afterres 2050. Un scénario soutenable pour l'agriculture et l'utilisation des terres en France à l'horizon 2050*, 63 p. <http://www.solagro.org/site/393.html>

Soussana, J.F.; Lemaire, G., 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 9-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>

Stacey, K.F.; Parsons, D.J.; Frost, A.R.; Fisher, C.; Filmer, D.; Fothergill, A., 2004. An automatic growth and nutrition control system for broiler production. *Biosystems Engineering*, 89 (3): 363-371. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2004.07.006>

Stampfli, A.; Zeiter, M., 2004. Plant regeneration directs changes in grassland composition after extreme drought: a 13-year study in southern Switzerland. *Journal of Ecology*, 92 (4): 568-576. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00900.x>

Swinton, S.M.; Lupi, F.; Robertson, G.P.; Hamilton, S.K., 2007. Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics*, 64 (2): 245-252. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.09.020>

Tallis, H.; Kareiva, P.; Marvier, M.; Chang, A., 2008. An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105 (28): 9457-9464. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0705797105>

Tallowin, J.R.B.; Smith, R.E.N.; Goodyear, J.; Vickery, J.A., 2005. Spatial and structural uniformity of lowland agricultural grassland in England: a context for low biodiversity. *Grass and Forage Science*, 60 (3): 225-236. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2005.00470.x>

Tancoigne, E.; Barbier, M.; Cointet, J.-P.; Richard, G., 2014. The place of agricultural sciences in the literature on ecosystem services. *Ecosystem Services*, 10: 35-48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.004>

Teffène, O.; Plouchard, B.; Longchamp, J.Y.; Castaing, J.; Baudet, J.J.; Hemidy, L.; Landais, E.; Salaün, Y., 1999. Optimisation de l'alimentation, de l'assolement et de la fertilisation dans des exploitations céréalières avec porcs. Méthodologie et résultats. *Journées Recherche Porcine*. Paris, France, 77-84.

Teillard, F.; Allaire, G.; Cahuzac, E.; Leger, F.; Maigne, E.; Tichit, M., 2012. A novel method for mapping agricultural intensity reveals its spatial aggregation: Implications for conservation policies. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 149: 135-143. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.018>

Teyssonneyre, F.; Picon-cochard, C.; Falcimagne, R.; Soussana, J.-F., 2002. Effects of elevated CO₂ and cutting frequency on plant community structure in a temperate grassland. *Global Change Biology*, 8 (10): 1034-1046. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00543.x>

Thomas, M.; Fortun-Lamothe, L.; Jouven, M.; Tichit, M.; González-García, E.; Dourmad, J.Y.; Dumont, B., 2014. Agro-écologie et écologie industrielle : deux alternatives complémentaires pour les systèmes d'élevage de demain. *INRA Productions Animales*, 27 (2): 89-100.

Thornton, P.K.; Herrero, M., 2014. Climate change adaptation in mixed crop–livestock systems in developing countries. *Global Food Security*, 3 (2): 99-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gfs.2014.02.002>

Tritz, Y., 2012. Le Système énergétique agri-territorial: les bioénergies comme outil de développement local. *Géographie, économie, société*, 14 (1): 31-52.

Tritz, Y., 2013. *Développement territorial et valorisation en circuit court des ressources énergétiques locales. Vers des systèmes énergétiques agri-territoriaux ?* Doctorat Nouveau Régime. Faculté de Géographie, Histoire, Histoire de l'Art et Tourisme, Université Lumière Lyon 2. http://theses.univ-lyon2.fr/documents/lyon2/2013/tritz_y

Tscharntke, T.; Clough, Y.; Wanger, T.C.; Jackson, L.; Motzke, I.; Perfecto, I.; Vandermeer, J.; Whitbread, A., 2012. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 151 (1): 53-59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>

Turner, K.G.; Odgaard, M.V.; Bocher, P.K.; Dalgaard, T.; Svenning, J.C., 2014. Bundling ecosystem services in Denmark: Trade-offs and synergies in a cultural landscape. *LANDSCAPE AND URBAN PLANNING*, 125: 89-104. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.007>

Valceschini, E.; Lagrange, L., 2007. L'économie de la qualité : enjeux, acquis et perspectives. *Économie rurale*, 300: 94-99. <http://economierurale.revues.org/2251>

Van der Biest, K.; D'Hondt, R.; Jacobs, S.; Landuyt, D.; Staes, J.; Goethals, P.; Meire, P., 2014. EBI: An index for delivery of ecosystem service bundles. *Ecological Indicators*, 37, Part A: 252-265. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.006>

Van Elswyk, M.E.; McNeill, S.H., 2014. Impact of grass/forage feeding versus grain finishing on beef nutrients and sensory quality: The US experience. *Meat Science*, 96 (1): 535-540. <http://dx.doi.org/10.1016/j.meatsci.2013.08.010>

Van Kernebeek, H.R.J.; Oosting, S.J.; Van Ittersum, M.K.; Bikker, P.; De Boer, I.J.M., 2016. Saving land to feed a growing population: consequences for consumption of crop and livestock products. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21 (5): 677-687. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-015-0923-6>

van Oudenhoven, A.; Petz, K.; Alkemade, R.; Hein, L.; de Groot, R., 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21 (SI): 110-122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.012>

van Zanten, H.H.E.; Mollenhorst, H.; Klootwijk, C.W.; van Middelaar, C.E.; De Boer, I.J.M., 2016. Global food supply: land use efficiency of livestock systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21 (5): 747-758. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-015-0944-1>

Vandermeer, J.; Perfecto, I., 2007. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *CONSERVATION BIOLOGY*, 21 (1): 274-277. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00582.x>

Veissier, I.; Beaumont, C.; Levy, F., 2007. Les recherches sur le bien-être animal : buts, méthodologie, finalités. *INRA Productions Animales*, 20 (1 (n° spécial "Bien-être animal")): 3-9.

Veysset, P.; Bébin, D.; Lherm, M., 2005. Adaptation to Agenda 2000 (CAP reform) and optimisation of the farming system of French suckler cattle farms in the Charolais area: a model-based study. *Agricultural Systems*, 83 (2): 179-202. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsy.2004.03.006>

Veysset, P.; Lherm, M.; Bébin, D., 2010. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agricultural Systems*, 103 (1): 41-50. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agry.2009.08.005>

Veysset, P.; Lherm, M.; Bébin, D.; Roulenc, M., 2014. Mixed crop-livestock farming systems: a sustainable way to produce beef? Commercial farms results, questions and perspectives. *Animal*, 8 (8): 1218-1228. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114000378>

Veysset, P.; Lherm, M.; Bébin, D.; Roulenc, M.; Benoit, M., 2015. Les performances productives, environnementales et économiques des exploitations bovin viande vont de pair. 22. *Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants*. Paris. Institut de l'Elevage, 85-85. <http://www.journees3r.fr/spip.php?article4052>

Vihervaara, P.; Kumpula, T.; Tanskanen, A.; Burkhard, B., 2010. Ecosystem services-A tool for sustainable management of human-environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. *Ecological Complexity*, 7 (3): 410-420. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.12.002>

Waligora, C., 2013. L'AC dans le Midwest américain : la seule voie pour s'en sortir / Cécile Waligora. *TCS. Techniques culturelles simplifiées*, 73: 18-20.

Weibull, A.-C.; Bengtsson, J.; Nohlgren, E., 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, 23 (6): 743-750. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2000.tb00317.x>

Weindl, I.; Lotze-Campen, H.; Popp, A.; Müller, C.; Havlik, P.; Herrero, M.; Schmitz, C.; Rolinski, S., 2015. Livestock in a changing climate: production system transitions as an adaptation strategy for agriculture. *Environmental Research Letters*, 10 (9): 094021. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/9/094021>

Weiske, A.; Vabitsch, A.; Olesen, J.E.; Schelde, K.; Michel, J.; Friedrich, R.; Kaltschmitt, M., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 112 (2-3): 221-232. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.023>

Westhoek, H.; Lesschen, J.P.; Rood, T.; Wagner, S.; De Marco, A.; Murphy-Bokern, D.; Leip, A.; van Grinsven, H.; Sutton, M.A.; Oenema, O., 2014. Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 26: 196-205. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.02.004>

Turner, K.G.; Odgaard, M.V.; Bocher, P.K.; Dalgaard, T.; Svenning, J.C., 2014. Bundling ecosystem services in Denmark: Trade-offs and synergies in a cultural landscape. *LANDSCAPE AND URBAN PLANNING*, 125: 89-104. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.02.007>

Valceschini, E.; Lagrange, L., 2007. L'économie de la qualité : enjeux, acquis et perspectives. *Économie rurale*, 300: 94-99. <http://economierurale.revues.org/2251>

Van der Biest, K.; D'Hondt, R.; Jacobs, S.; Landuyt, D.; Staes, J.; Goethals, P.; Meire, P., 2014. EBI: An index for delivery of ecosystem service bundles. *Ecological Indicators*, 37, Part A: 252-265. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.006>

Van Elswyk, M.E.; McNeill, S.H., 2014. Impact of grass/forage feeding versus grain finishing on beef nutrients and sensory quality: The US experience. *Meat Science*, 96 (1): 535-540. <http://dx.doi.org/10.1016/j.meatsci.2013.08.010>

Van Kernebeek, H.R.J.; Oosting, S.J.; Van Ittersum, M.K.; Bikker, P.; De Boer, I.J.M., 2016. Saving land to feed a growing population: consequences for consumption of crop and livestock products. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21 (5): 677-687. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-015-0923-6>

van Oudenhoven, A.; Petz, K.; Alkemade, R.; Hein, L.; de Groot, R., 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21 (SI): 110-122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.012>

van Zanten, H.H.E.; Mollenhorst, H.; Klootwijk, C.W.; van Middelaar, C.E.; De Boer, I.J.M., 2016. Global food supply: land use efficiency of livestock systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21 (5): 747-758. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-015-0944-1>

Vandermeer, J.; Perfecto, I., 2007. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *CONSERVATION BIOLOGY*, 21 (1): 274-277. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00582.x>

Veissier, I.; Beaumont, C.; Levy, F., 2007. Les recherches sur le bien-être animal : buts, méthodologie, finalités. *INRA Productions Animales*, 20 (1 (n°spécial "Bien-être animal")): 3-9.

Veysset, P.; Bébin, D.; Lherm, M., 2005. Adaptation to Agenda 2000 (CAP reform) and optimisation of the farming system of French suckler cattle farms in the Charolais area: a model-based study. *Agricultural Systems*, 83 (2): 179-202. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsy.2004.03.006>

Veysset, P.; Lherm, M.; Bébin, D., 2010. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. *Agricultural Systems*, 103 (1): 41-50. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2009.08.005>

Veysset, P.; Lherm, M.; Bébin, D.; Roulenc, M., 2014. Mixed crop-livestock farming systems: a sustainable way to produce beef? Commercial farms results, questions and perspectives. *Animal*, 8 (8): 1218-1228. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114000378>

Veysset, P.; Lherm, M.; Bébin, D.; Roulenc, M.; Benoit, M., 2015. Les performances productives, environnementales et économiques des exploitations bovin viande vont de pair. 22. *Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants*. Paris. Institut de l'Elevage, 85-85. <http://www.journees3r.fr/spip.php?article4052>

Vihervaara, P.; Kumpula, T.; Tanskanen, A.; Burkhard, B., 2010. Ecosystem services-A tool for sustainable management of human-environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. *Ecological Complexity*, 7 (3): 410-420. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.12.002>

Waligora, C., 2013. L'AC dans le Midwest américain : la seule voie pour s'en sortir / Cécile Waligora. *TCS. Techniques culturelles simplifiées*, 73: 18-20.

Weibull, A.-C.; Bengtsson, J.; Nohlgren, E., 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, 23 (6): 743-750. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2000.tb00317.x>

Weindl, I.; Lotze-Campen, H.; Popp, A.; Müller, C.; Havlik, P.; Herrero, M.; Schmitz, C.; Rolinski, S., 2015. Livestock in a changing climate: production system transitions as an adaptation strategy for agriculture. *Environmental Research Letters*, 10 (9): 094021. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/9/094021>

Weiske, A.; Vabitsch, A.; Olesen, J.E.; Schelde, K.; Michel, J.; Friedrich, R.; Kaltschmitt, M., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 112 (2-3): 221-232. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.08.023>

Westhoek, H.; Lesschen, J.P.; Rood, T.; Wagner, S.; De Marco, A.; Murphy-Bokern, D.; Leip, A.; van Grinsven, H.; Sutton, M.A.; Oenema, O., 2014. Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 26: 196-205. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.02.004>

Wilkins, R.J., 2008. Eco-efficient approaches to land management: a case for increased integration of crop and animal production systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363 (1491): 517-525. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2007.2167>

Williams, J., 1995. The EPIC model. In: Singh, V.P., ed. *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highlands Ranch, Colorado: Water Resources Publications, 909-1000.

Yang, G.F.; Ge, Y.; Xue, H.; Yang, W.; Shi, Y.; Peng, C.H.; Du, Y.Y.; Fan, X.; Ren, Y.; Chang, J., 2015. Using ecosystem service bundles to detect trade-offs and synergies across urban-rural complexes. *LANDSCAPE AND URBAN PLANNING*, 136: 110-121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.12.006>

Zhang, W.; Ricketts, T.H.; Kremen, C.; Carney, K.; Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64 (2): 253-260. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>

Chapitre 8

Les formes de gouvernance des compromis

Coordinateur :

Pierre Dupraz

Avec la contribution de l'ensemble des experts

Sommaire

Introduction	980
8.1. Les leviers des performances économiques	980
8.2. Les leviers des performances environnementales	994
8.3. Conclusions et questions	1007

Introduction

Les filières animales, englobant les activités d'alimentation animale, d'élevages de production, de transformation et de distribution des produits animaux, répondent d'abord à une demande alimentaire des populations européenne et internationale, au travers de marchés plus ou moins locaux et globaux en interaction. Il en va de même des produits ou sous-produits du cinquième quartier¹ à destination de l'habillement, de la cosmétique ou du secteur énergétique. Le soutien public à l'agriculture et à l'élevage en particulier a eu des niveaux et des modalités très variés selon les productions et les pays. Les grandes cultures et les ruminants ont été privilégiés par rapport aux fruits et légumes et aux granivores. Si le découplage des aides agricoles par rapport aux productions tend à réduire les différences historiques, l'abaissement des barrières aux échanges internationaux a des effets très différenciés selon les productions et les territoires, en révélant des différences d'avantages concurrentiels et de stratégies industrielles, redessinant la géographie des productions animales.

Ces activités ont des effets environnementaux complexes. Une classification utile pour l'analyse concerne l'aire géographique impactée par ces effets. Certains sont très locaux, comme les nuisances olfactives et la qualité de l'eau. D'autres sont globaux comme l'émission de gaz à effets de serre et le stockage de carbone dans les sols. La diversité biologique est difficile à appréhender selon cette grille d'analyse car l'objectif global concernant l'arrêt de l'érosion de cette diversité est intimement lié à des effets productifs et environnementaux très locaux tels que la pollinisation, les auxiliaires de cultures, les ressources cynégétiques et aquatiques. Ainsi les effets environnementaux locaux et globaux ont aussi des effets économiques et sociaux significatifs au travers d'un grand ensemble de politiques et de régulation.

Concernant les effets sociaux de l'élevage, ils découlent principalement i) de la richesse et des emplois créés par les filières animales et la question de leur répartition dans la population européenne et ailleurs, ii) des effets environnementaux et de la répartition de leurs coûts et bénéfices dans la population européenne et extra-européenne, y compris les effets sur la santé humaine via différents canaux – zoonoses, résistances aux antibiotiques et pollutions - auxquels s'ajoutent des questionnements sur les modalités de l'insertion de l'élevage dans la société concernant le bien-être animal et les conceptions philosophiques des rapports homme – animal.

Ces effets globaux et locaux se combinent concrètement aux différentes échelles géographiques des activités de production, de transformation et de distribution des filières. Le secteur agricole est celui qui offre la plus grande flexibilité dans le choix des productions, des techniques d'élevage, de production de l'alimentation du bétail et de gestion des effluents.

8.1. Les leviers des performances économiques

Les performances économiques correspondent ici à la création de valeur ajoutée créée par l'élevage et les transformations et commercialisations des produits issus de l'élevage. Ces activités étant largement soumises à la concurrence, la création de valeur ajoutée est étroitement liée à leur rentabilité. Celle-ci dépend d'abord de la différence entre le prix de vente et le coût unitaire pour chaque produit. En l'absence de subventions, cette différence doit être suffisamment élevée pour couvrir les charges fixes pour assurer la pérennité de l'entreprise. Pour le maillon agricole, les aides publiques sont élevées, en particulier pour les exploitations herbivores (section 1.7) atténuant singulièrement l'affirmation précédente. Des aides plus élevées permettent d'accepter des prix d'achat plus hauts fixés par les fournisseurs et des prix de vente plus bas négociés par les clients. Elles affectent donc aussi la rentabilité des autres maillons de la filière mais n'éliminent pas l'intérêt de maximiser cette différence, qui reste cruciale pour l'équilibre financier de toute entreprise et de chaque filière. Les leviers concernant la minimisation du coût unitaire d'un produit issu de l'élevage, ou compétitivité coût, seront d'abord

¹ « Tout ce qui, de la dépouille d'un animal de boucherie, ne fait pas partie de la carcasse comprend les abats et les issues. » Gand Dictionnaire Terminologique 2016 - <http://www.granddictionnaire.ca>

examinés dans ces diverses dimensions et à différentes échelles. Elles concernent la localisation et l'association des productions, la combinaison des facteurs de production et la répartition des tâches entre différents maillons des filières animales. Ensuite seront examinés les leviers de la compétitivité hors coût. Cela concerne la capacité à différencier un produit pour affaiblir la concurrence en prix avec les rivaux et/ou à accroître la qualité du produit pour intéresser des consommateurs prêts à payer plus cher un produit de meilleures qualités. Le but est ici d'obtenir un meilleur prix de vente. Obtenir, faire reconnaître et connaître ces qualités différenciées implique cependant des coûts variables et fixes spécifiques par rapport aux productions standards. Avec le consentement à payer des consommateurs, ces coûts spécifiques déterminent les limites de la différenciation des produits et ses interactions avec les leviers de la compétitivité-coût. Le rôle de l'Etat au sens large, comprenant les gouvernements aux niveaux européen, nationaux et régionaux est crucial dans tous les domaines de la compétitivité au travers de la régulation de la concurrence, des politiques sociales et fiscales, des réglementations et politiques sanitaires et environnementales, et bien sûr de la Politique Agricole Commune (PAC).

La survie des entreprises de l'élevage dépend également de leur capacité à absorber les variations de prix et de coûts. Celles-ci dépendent d'une part d'aléas climatiques et sanitaires qui constituent les risques de production au niveau de chaque exploitation et d'autre part de variations de prix. Celles-ci reflètent les déséquilibres entre l'offre et la demande. Hors des grandes crises sanitaires qui suscitent la méfiance des consommateurs et l'intervention des pouvoirs publics, ces déséquilibres découlent davantage de l'instabilité de l'offre, donc des risques de production d'autres régions du monde.

Les externalités positives ou négatives de l'élevage vers le reste de la société ne sont pas considérées ici comme des performances économiques, bien que par définition elles aient des conséquences sur le bien-être des consommateurs ou les profits d'entreprises d'autres secteurs. En revanche les actions, réglementations et politiques d'internalisation de certaines externalités de l'élevage ont des effets sur les performances économiques. C'est le cas de l'interdiction de certaines pratiques potentiellement rentables dans certaines situations, comme la culture de la plupart des organismes génétiquement modifiés en Europe ou l'utilisation, dans l'aliment du bétail, d'antimicrobiens comme promoteurs de croissance. De même la taxation d'un intrant polluant réduit, toutes choses égales par ailleurs, la rentabilité des systèmes de production qui l'utilisent le plus intensivement. C'est aussi le cas de paiements agroenvironnementaux et de labels visant à favoriser la production de services environnementaux par l'agriculture ou à réduire ses nuisances. Les paiements publics procèdent de décisions politiques et expriment le consentement à payer des collectivités. Ils constituent des revenus complémentaires aux productions marchandes. De manière contrastée, les labels visent à récupérer, au travers de la vente de produits issus de l'élevage, le consentement à payer de certains consommateurs pour certaines caractéristiques environnementales, sanitaires ou sociétales, intimement liées à leurs processus de production, affectant ou non les qualités intrinsèques des produits eux-mêmes.

8.1.1. La compétitivité coût

La production des biens et services issus de l'élevage repose sur des technologies très flexibles (Weiss, 2001). Les études de la section 6.2 montrent que les mêmes produits peuvent être obtenus par des combinaisons de productions et de facteurs de production très variées et dans des territoires très différents du point de vue des conditions de sol, de climat mais aussi d'urbanisation et d'accès aux réseaux de transport. En particulier l'alimentation des animaux présente une grande flexibilité. En dépit des ingrédients dominants que sont l'herbe, les céréales et les protéagineux, les animaux peuvent être nourris sans l'un ou l'autre, voire deux de ces ingrédients (Hou *et al.*, 2016).

8.1.1.1. Les substitutions entre facteurs de production

Pour une production ou un ensemble de productions données, cette flexibilité des technologies agricoles et alimentaires, est d'abord utilisée pour choisir les facteurs de production les moins coûteux. En dynamique, les

variations de prix induisent des substitutions en faveur des facteurs de production dont le prix décline le plus, au détriment de ceux dont le prix augmente le plus. A long terme avec l'élévation du niveau de vie en Europe, le facteur de production qui est devenu le plus coûteux est le travail. Dans tous les maillons des filières animales, la recherche développement est organisée pour proposer des innovations réduisant le travail à production égale, principalement par la mécanisation, la motorisation et l'automatisation. Cela se traduit par une productivité apparente du travail accrue et des revenus par exploitants familiaux accrus. Ce mouvement est accompagné d'un soutien fiscal et politique, notamment dans le secteur agricole avec, autrefois, les aides au remembrement de terre, et toujours aujourd'hui, les aides à l'investissement et la défiscalisation des carburants et combustibles agricoles.

L'intégration de ces nouveaux équipements dans l'élevage nécessite un accroissement de la taille des ateliers pour réaliser cette substitution du capital au travail. Une spécificité de l'agriculture des pays développés est l'accroissement spectaculaire de la productivité du travail par des économies de taille ces dernières décennies sans modification majeure du nombre de travailleurs par exploitation, dont le caractère familial persiste très majoritairement (Schmitt, 1991). Cela reste vrai aujourd'hui pour l'élevage européen, dont les exploitations n'ont au total que de 1 à 3 travailleurs, et beaucoup moins de 50% de travail salarié, ce taux n'étant atteint qu'au Danemark (section 1.7). En revanche, l'élevage aux Etats-Unis présente aujourd'hui un dualisme prononcé : malgré le maintien et le renouvellement d'élevages de taille modeste, la plus grande part de la production est réalisée par de très grandes exploitations où le salariat fournit l'essentiel du travail, le coût unitaire minimal n'étant atteint que pour des élevages supérieurs à 1 000 vaches laitières, 10 000 cochons, 32 000 bovins viandes en feed-lots ou 230 000 volailles (MacDonald, 2009). La section 1.7 montre clairement la corrélation positive de la productivité apparente du travail (PAT/UTA) avec, par ordre décroissant, la taille du troupeau (en UGB), le capital d'exploitation et la surface d'exploitation. A surface et capital fixés, l'accroissement du troupeau entraîne une dépendance accrue de la production aux consommations intermédiaires, mais garde la plus forte corrélation positive avec l'excédent brut d'exploitation par travailleur familial (EBE/UTAns). Le capital d'exploitation a la deuxième plus forte corrélation avec ce ratio au prix d'un poids de l'endettement plus élevé, en particulier pour les exploitations de ruminants. A cheptel, surface et travail fixé, l'accroissement du capital d'exploitation réduit légèrement mais significativement la dépendance de la production aux consommations intermédiaires pour les exploitations bovines, tandis qu'il l'augmente pour les autres systèmes, en particulier pour les ovins et caprins. L'accroissement en surface, à travail, capital et cheptel fixé, a également une corrélation positive avec l'excédent brut par travailleur familial quasiment de même ampleur que celle du capital, malgré une corrélation beaucoup plus faible à la productivité apparente du travail. Cela est possible grâce à une moindre dépendance de la production aux consommations intermédiaires dans les exploitations d'élevage avec plus de surface. Corollairement cela se traduit par une productivité par hectare beaucoup plus faible (un accroissement de 1% de la surface ne se traduit que par une augmentation de la production de 0,11%, toutes choses égales par ailleurs).

8.1.1.2. La spécialisation et l'agrandissement des élevages

Dans le secteur agricole la substitution du capital au travail s'accompagne de la spécialisation productive des exploitations (Huffman and Evenson, 2001). Cette spécialisation permet de mieux exploiter les économies de taille en monoproduction en tirant le meilleur parti des équipements, approvisionnements et compétences spécifiques à cette production (Ahearn *et al.*, 2005). Pour l'élevage laitier une étude récente confirme l'effet positif du niveau de formation et de la taille du troupeau sur l'efficacité technique, au sens d'un moindre gaspillage des facteurs de production, y compris le travail. En retour l'efficacité technique favorise le renouvellement et le maintien d'exploitations avec de plus grands troupeaux (Dong *et al.*, 2016). Toutefois, le coût de la gestion de la main-d'œuvre augmente avec le nombre de salariés (Chavas *et al.*, 2001). Dans ce cas, la grande taille des exploitations en terme de travailleurs implique des désavantages, sauf si le chef exploitant valorise le temps de loisir supplémentaire lié à la présence de salariés.

Les économies de coût liées à la taille des exploitations ne s'expliquent pas uniquement par des facteurs liés à la technologie de production. Les grandes exploitations peuvent payer moins cher certains biens intermédiaires en raison de la présence de coûts de transaction et de transport et d'un plus grand pouvoir de négociation. Les

fournisseurs peuvent réaliser des économies lorsqu'ils livrent un éleveur de grande taille plutôt que plusieurs petits éleveurs. C'est pourquoi le prix d'achat des aliments est par exemple négativement corrélé avec la taille des exploitations porcines (Duvaleix-Tréguer and Gaigné, 2016). D'autres facteurs participent également à l'émergence d'exploitations spécialisées de grande taille comme l'usage croissant d'antibiotiques, le développement des formes sociétaires (comme en France) et au recours croissant à de main-d'œuvre salariée (comme au Danemark et au Royaume-Uni, en Espagne ou en Allemagne).

Les travaux empiriques descriptifs montrent l'existence d'une relation en « L » entre coût moyen de production et niveau de production (Chavas, 2008; Chavas *et al.*, 2001). Autrement dit, le coût moyen diminue quand la production augmente pour les exploitations de petites tailles et le coût moyen évolue peu avec la production à partir d'une certaine taille. Ceci suggère deux implications. Tout d'abord, l'absence de déséconomies d'échelle au niveau de la production agricole. Ensuite, il existe une taille minimum pour être efficace. Toutefois, à ce niveau d'analyse, on compare des exploitations de grandes tailles et de petites tailles qui peuvent utiliser des technologies différentes. Autrement dit, peuvent coexister des technologies à rendements croissants puis décroissants à partir d'un certain seuil de production mobilisées par les petites exploitations et des technologies à rendements constants utilisées par les grandes exploitations.

Cependant la spécialisation ne permet pas de d'exploiter certaines économies de coûts associés aux complémentarités entre les productions, les économies de gamme. Cela concerne particulièrement les effluents animaux, peu ou pas utilisés par les exploitations végétales, et dont la gestion devient de plus en plus coûteuse pour les exploitations d'élevage spécialisées à mesure qu'ils excèdent leur propre besoin de fertilisation (Peyraud *et al.*, 2014). En effet la spécialisation et l'agrandissement des exploitations d'élevage s'accompagnent le plus souvent d'une utilisation accrue de consommations intermédiaires par hectare, donc d'une substitution de la terre par des consommations intermédiaires à niveau de production donné. Cette intensification et cette dissociation des productions animales et végétales aggravent les impacts environnementaux de l'élevage, mais aussi des systèmes de culture spécialisées en raison du plus fort impacts des engrais minéraux que des engrais organiques en termes d'émission de gaz à effet de serre.

8.1.1.3. Les économies d'échelle en amont et en aval des élevages

Si des économies de taille et l'éviction du travail par la mécanisation, la motorisation et l'automatisation sont observées dans les élevages, elles sont également présentes dans les industries d'amont et d'aval, c'est-à-dire le transport sur lequel nous reviendrons, les équipements déjà mentionnés, mais aussi les productions végétales et l'alimentation du bétail, la transformation des produits issus de l'élevage et leur commercialisation. Sauf pour ce qui concerne les cultures, où les économies de taille sont davantage réalisées par l'agrandissement des exploitations en surface qu'en main d'œuvre, les autres maillons des filières animales concernent principalement des établissements et des groupes industriels. L'industrie est caractérisée par la réalisation d'économies d'échelle. Cela signifie que le coût unitaire de production décline avec le niveau de production, jusqu'à une valeur optimale qui peut ne jamais être atteinte si le marché est trop étroit pour absorber le niveau de production optimal correspondant. Peu d'études empiriques décrivent les économies d'échelle dans l'agroalimentaire européen, mais les rares études disponibles placent la transformation des viandes et du lait dans les industries à économies d'échelle croissantes (McCorrison *et al.*, 2001). Cela est cohérent avec les résultats de la section 1.4 : la part du coût du travail dans les coûts de production des firmes agro-alimentaires diminue avec la taille de celles-ci, témoignant d'une plus grande productivité et une moindre sensibilité aux variations du coût unitaire du travail des plus grandes entreprises. Dans l'industrie des viandes, la valeur ajoutée rapportée au chiffre d'affaire décline avec la taille des entreprises mesurée en emplois. La valeur ajoutée rémunérant le travail et le capital, le déclin de la part de la valeur ajoutée avec la taille montre que des économies d'échelle sont associées à ces deux facteurs et à leur combinaison. Elles peuvent provenir d'économies d'échelle dans la production des installations industrielles et/ou d'une plus grande productivité physique du travail grâce à une meilleure organisation ou à sa plus grande substitution par des équipements matériels. Cette régularité n'est pas observée dans l'industrie laitière. Les taux de valeur ajoutée selon la taille des entreprises sont très différents d'un pays à l'autre. Cette grande hétérogénéité reflète le poids des autres déterminants dans la construction de la valeur ajoutée et dans

sa distribution au sein des filières (Section 5.7) : concurrence imparfaite et qualité des produits. Enfin, l'effet positif de la productivité et de la taille des entreprises agroalimentaires sur leur capacité exportatrice a été clairement mis en évidence (Gagné and Le Mener, 2014). Il s'explique par l'existence de coûts fixes, c'est-à-dire indépendants des volumes commercialisés, pour l'accès à des marchés lointains. Les économies réalisées par l'agrandissement des entreprises proviennent également de la capacité des grandes entreprises à influencer les prix, c'est-à-dire à réduire les prix d'achat de la matière première et à imposer des prix de vente plus élevés.

8.1.1.4. La division du travail au sein des filières et la localisation géographique des activités

La division des tâches entre les maillons des chaînes de valeur des produits issus de l'élevage est un puissant moyen pour la quantité de travail par unité de quantité produite. Le recensement des emplois direct et indirect de l'élevage en France illustre cette réalité (Lang *et al.*, 2015). Les filières animales qui comptent le plus d'emplois hors agriculture pour un emploi agricole, comme les filières porcines pour la viande et les bovins pour le lait, sont aussi celles qui comptent le moins d'emplois pour une même quantité de produit agricole produit et transformé.

La division des tâches et la dépendance des élevages spécialisés aux consommations intermédiaires, en particulier aux aliments du bétail achetés sont en interaction forte avec la localisation géographique des élevages et des entreprises de transformation. Si l'élevage est sensible aux conditions des sols et de climat, avec un avantage certain des plaines tempérées océaniques par rapport aux montagnes ou aux climats arctique et méditerranéen, ces conditions n'expliquent qu'en partie la localisation des élevages. La concentration ou la dispersion géographique d'un même type d'élevage dépend d'arbitrages multiples entre les coûts de transport des approvisionnements et des productions, des économies d'échelle dans les différents maillons de la filière et des économies d'agglomération. Ces arbitrages diffèrent selon les filières et les types d'élevage. Il ressort que les économies d'échelle réalisées dans les entreprises de première transformation, laiterie et abattoirs, vont de pair avec la proximité des élevages qui les fournissent, les distances de collecte étant prioritaires à minimiser par rapport aux coûts d'approvisionnement en matière première pour l'alimentation animale ou à ceux d'acheminement des produits issus de la première transformation (Chatellier and Gagné, 2012). Ainsi la concentration géographique des élevages laitiers et granivores permet-elle des gains en termes de coûts auxquels s'ajoutent des économies d'agglomération de différentes natures. Il s'agit notamment de réseaux de compétences et de services concernant la santé animale, l'amélioration et l'entretien des bâtiments, mais aussi d'économies d'échelle et de conditions concurrentielles favorables aux éleveurs pour l'approvisionnement en aliments du bétail.

8.1.1.5. La concentration géographique des élevages

L'analyse des évolutions structurelles de l'élevage aux Etats-Unis montre bien comment la réalisation des économies de taille dans la première transformation et dans les élevages eux-mêmes s'est accompagnée d'une concentration et de relocalisations géographiques significatives des productions, y compris entre Etats (MacDonald, 2009). En France, à une échelle plus fine, l'analyse de la concentration géographique des élevages porcins confirme ce résultat et établit l'indépendance de la localisation des productions porcines vis-à-vis de celle des productions céréalières et des bassins de consommations. Des études européennes comparables manquent pour les autres types d'élevages, notamment les herbivores. L'organisation de ces clusters agroindustriels pour les élevages s'est accompagnée aux Etats-Unis d'une dépendance accrue des élevages aux achats d'aliments industriels et aux marchés des grains. Dans les exploitations d'élevage, les économies de taille vont de pair avec l'accroissement des consommations intermédiaires par hectare. Cela leur a permis de bénéficier des gains de productivité et de la baisse tendancielle des prix de l'énergie et des productions végétales jusqu'à la moitié des années 2000. Indirectement les productions animales intensives ont donc profité des aides couplées aux productions végétales. Les compétences techniques supérieures dans les grandes exploitations spécialisées par rapport aux petites exploitations diversifiées sont également mises en avant, permettant une intégration plus rapide des progrès techniques et génétiques et une meilleure efficacité alimentaire au sein de troupeaux et des productions plus homogènes. Ces développements agroindustriels concentrés géographiquement accroissent les pressions environnementales locales et les risques sanitaires. A production égale, ils diminuent les emplois

associés aux productions animales. Du point de vue régional ou national, les emplois ne peuvent être maintenus, voire améliorés, qu'avec l'accroissement de la production et l'accès à des marchés plus lointains. A cet égard l'analyse des filières américaines insiste particulièrement sur l'importance de la coordination verticale, notant le développement de l'intégration et des contrats de long terme avec l'accroissement de la taille des entreprises aussi bien agricoles qu'agroalimentaire.

8.1.1.6. Clusters agro-industriels et performances à l'exportation

En Europe, le développement agroindustriel tourné vers l'exportation caractérise avant tout les Pays-Bas où la production moyenne par hectare domine celle de tous les autres pays quel que soit la production, à l'exception de l'Italie pour les bovins-lait. Pour la productivité apparente du travail dans les élevages, ils ne sont dominés que par le Danemark pour les exploitations spécialisées en bovins. Ces deux pays ont des exploitations d'élevages caractérisées par un coût du capital dans l'EBE et des taux d'endettement très élevés. Ils affichent des balances commerciales très positives pour le lait, les porcins et les volailles. Si le Danemark garde sa position de leader pour les porcins sur la période 2000-2014, les Pays-Bas gardent la leur pour les bovins-lait et les volailles avec des progressions sur la dernière décennie de près de 100% et de 50% respectivement (section 1.5). L'Europe n'a pas développé de filière agroindustrielle intensive et exportatrice en bovins viande comme les Etats-Unis. En revanche plusieurs régions européennes se distinguent dans le secteur des bovins-lait et des granivores. C'est le cas de la Catalogne (section 6.4) avec un modèle d'intégration particulier pour les porcins et de la Pologne pour les volailles, avec des investissements venus d'Europe de l'Ouest (section 1.5). C'est aussi le cas du Nord-Ouest de l'Allemagne avec notamment l'engraissement de porcelets danois et du Nord et du Sud de l'Allemagne pour les bovins-lait. Aucune de ces régions n'atteint cependant les niveaux d'intensification par rapport à la terre du Danemark et des Pays-Bas. La France garde son statut de grand pays exportateur grâce aux exportations laitières hors Union européenne principalement. Cela est en partie lié aux investissements à l'étranger de la grande distribution française, en particulier au Brésil et en Chine dont les marchés sont en forte croissance (Chepeta *et al.*, 2015). De même les performances exportatrices de l'Allemagne aussi bien dans l'Union Européenne qu'en dehors sont sans doute aussi liées au développement de la grande distribution allemande dans les pays développés. Contrairement à l'Allemagne, la France connaît un déclin de sa compétitivité relative au sein de l'Union européenne. Ce déclin est certainement multifactoriel, mais l'organisation industrielle et la coordination verticale des filières animales françaises sont certainement en cause (Bureau *et al.*, 2015). Un coût du travail plus faible n'est ni une condition suffisante ni une condition nécessaire pour obtenir de meilleures performances en termes de production et d'exportation (voir 1.4). En productions animales, l'Europe des 15 a bien davantage bénéficié des élargissements de l'Union depuis 2004 que les nouveaux pays membres, où le coût du travail reste pourtant bien plus faible. En outre, les régions leaders en termes d'exportation (Pays-Bas, Danemark, Catalogne) sont caractérisées par des coûts du travail relativement élevés. Concernant l'application de la directive Nitrates² et la protection des zones Natura 2000³, Danemark et Pays-Bas ont adopté des politiques très contraignantes, assorties des contrôles et d'inspections rigoureuses et de sanctions automatiques et élevées, et basées sur la limitation globale du cheptel et le plafonnement de la fertilisation totale par hectare bien avant la France. En revanche, ces réglementations n'ont pas entravé la restructuration et l'agrandissement des élevages rendus possible par un marché foncier libéralisé et un marché officiel des quotas laitiers, inexistant en France. Au Pays-Bas des marchés de quotas de phosphore et d'animaux ont accompagné ces restructurations dans le sens de l'efficacité économique, tout en indemnisant les éleveurs sortants. Dans les zones les plus vulnérables, les cessations d'activité ont été indemnisées par l'Etat. Par contraste, les programmes français successifs fondés sur la persuasion, le volontariat, la limitation des agrandissements et les subventions à la dépollution ont été jugés plutôt inefficaces aussi bien pour les éleveurs que pour le contribuable (Le Goffe, 2013).

² Conseil des communautés européennes, 1991. Directive 91/676/CEE du Conseil, du 12 décembre 1991, concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles *Journal officiel*, n° L 375 du 31/12/1991: 1-8.

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0676:FR:HTML>

³ <http://www.developpement-durable.gouv.fr/-Natura-2000,2414-.html>

8.1.1.7. Clusters agro-industriels et performances des exploitations d'élevage

Globalement, les exploitations des régions de l'Union européenne les plus denses en élevages, qui représentent ensemble environ un tiers de la production, sont caractérisées par des exploitations deux fois plus grandes en surface, quatre fois plus grandes en cheptel et en production et dégageaient en 2012 un excédent brut d'exploitation près de 5 fois plus élevé par travailleur non salarié. Elles sont caractérisées par une densité animale et productivité apparente de la terre trois fois plus forte et une dépendance de la production aux consommations intermédiaires d'environ 60% au lieu de 50%, une dépendance au crédit 4 à 5 fois plus élevée, mais une part des aides directes dans la production plus faible, en raison d'une surreprésentation des bovins-lait et des granivores. Ces aides ne prennent pas en compte l'ensemble des soutiens à l'agriculture et à l'élevage, notamment l'appui à la gestion et à l'élimination des effluents, à la recherche développement et à la gestion des risques sanitaires par les gouvernements nationaux et régionaux (chapitres 6 et 5.1). On peut constater que la densité animale beaucoup plus élevée ne se traduit que par une dépendance aux consommations intermédiaires que modérément plus élevée. Ces exploitations des zones denses sont cependant plus exposées aux risques de prix des facteurs de production, de l'alimentation animale notamment, ainsi qu'aux risques sanitaires. En revanche, elles sont moins dépendantes des conditions climatiques. Elles exercent des pressions environnementales fortes localement et c'est davantage la vulnérabilité environnementale des zones où elles se sont développées qui peut être discriminante, voire un frein à leur développement. L'association entre différentes productions animales dans les exploitations a décliné avec le découplage des aides et l'élargissement des quotas laitiers. Différentes combinaisons des filières animales sont observées au niveau des territoires sans que cela se traduise par des avantages compétitifs particuliers, avec notamment la co-localisation des porcins et des volailles (section 1.6). Cette co-localisation est peut-être héritée d'avantages comparatifs de ces zones, riches en travailleurs agricoles et pauvres en terre (cas de la Bretagne en 6.4). En revanche des complémentarités sont recherchées et mises en œuvre avec les productions végétales pour la gestion et la valorisation des effluents par des voies très variées et une intervention publique forte, depuis la substitution des engrais minéraux aux sein des exploitations, à la méthanisation, en passant par différents dispositifs de transformation et d'exportation des éléments fertilisants. L'élimination de la charge azotée des effluents par des traitements de nitrification dénitrification, privilégiés et subventionnés un temps en France ne semble plus être une voie privilégiée en raison de son coût.

8.1.1.8. Un développement agro-industriel basé sur l'herbe ?

La concentration des productions dans les zones denses et l'abaissement des coûts de production s'est faite au détriment des élevages allaitants et des surfaces en herbe, en particulier des prairies permanentes et de leur biodiversité. Bien que de fortes disparités régionales et nationales des régimes alimentaires persistent, le développement agroindustriel a favorisé, par la modification des rapports de prix, la substitution des viandes blanches aux viandes rouges et de produits animaux déséquilibrés en acides gras à des produits équilibrants. Dans ce contexte, le développement de l'élevage bovin irlandais, basé sur l'accroissement de la densité animale et de la productivité des herbages est singulier. Il vise à tirer parti d'un climat océanique très propice à la pousse de l'herbe et au pâturage pour conforter et développer son modèle agro exportateur original, basé sur ses avantages naturels mais visant à réaliser les économies de taille, d'intensification et de spécialisation propres aux zones denses. En accord avec la nouvelle politique agricole commune, qui conditionne les aides au maintien des prairies permanentes, ce modèle promeut une production de masse aux qualités nutritionnelles liées à l'herbe reconnues, sans concurrents très sérieux au sein de l'Union sur ce créneau. Malgré les nuisances inévitables et assumées au niveau national, comme l'accroissement des émissions de gaz à effet de serre, l'érosion de la diversité des prairies et des atteintes à la qualité de l'eau, ce développement agricole et industriel fait partie intégrante de la stratégie nationale de développement économique et de l'emploi, avec une mobilisation très cohérente et structurée de l'ensemble des acteurs publics et privés (chapitre 6).

8.1.1.9. Le rôle de la Politique Agricole Commune (PAC)

La politique agricole commune (PAC), avec l'accord du Luxembourg de 2003 et sa dernière réforme de décembre 2013⁴, tente d'achever la transition débutée avec la réforme McSharry de 1992⁵, pour assurer la compétitivité de l'agriculture européenne au niveau international. Pour le lait cela a été réalisé par la sortie progressive des quotas : l'élargissement des quotas, l'abaissement des prix d'intervention et leur compensation au niveau des exploitations par des aides découplées. Pour les productions granivores, initialement moins soutenues, le même principe a prévalu avec l'arrêt annoncé des restitutions aux exportations. Selon certains auteurs, cette transition a porté ses fruits cette dernière décennie en termes d'exportation en permettant à l'Union européenne de capter une partie de la croissance de la demande des pays émergents et d'accroître sa production animale malgré une croissance faible de la demande domestique pour le lait et les porcins, le solde commercial de l'Union restant à peu près équilibré pour les autres productions (section 1.5). D'autres auteurs portent un regard plus nuancé et critique sur les effets de cette dérégulation (Lorenzi, 2016; Trouvé and Kroll, 2013). L'accroissement de la compétitivité coût dans les secteurs laitier et granivore va de pair avec une dépendance accrue de ces productions aux productions céréalières et oléo-protéagineuses (Perrot *et al.*, 2016). Elles sont donc sensibles aux politiques agricoles et commerciales dans ce domaine. L'évolution de la PAC dans ces secteurs a suivi la même logique, permettant une baisse des prix relatifs des matières premières des aliments du bétail jusqu'au milieu des années 2000. L'accroissement de la demande mondiale, soutenue par les politiques volontaristes américaines et européennes en faveur des biocarburants a cependant opéré un retournement de tendance depuis, sans apparemment modifier les logiques agricoles et industrielles sous-jacentes de spécialisation et d'intensification régionales et la poursuite du déclin des prairies dans les rations de l'élevage européen.

Le partage de la valeur ajoutée entre producteurs, transformateurs et distributeurs est une question fortement débattue, en particulier en France, apparemment le seul pays européen à avoir créé un observatoire des coûts et des marges. La structure pyramidale des marchés agroalimentaires, avec encore beaucoup de producteurs, beaucoup moins de transformateurs et très peu de distributeurs très concentrés expose les agriculteurs, et dans certains cas les industriels, à voir leurs gains de productivité et leurs économies d'échelle captées par la grande distribution ou un transformateur en position de monopole monopsonne (section 5.7). La réforme de la PAC de 2013 a pris en compte cette réalité en autorisant la formation d'organisations de producteurs (OP), réservées jusqu'alors au secteur des fruits et légumes. Le Paquet Lait adopté en 2010 avait ouvert la voie en autorisant les éleveurs à négocier collectivement les clauses contractuelles de vente de lait au sein d'OP pour une part de marché limitée au niveau national (33%) et européen (3,5%)⁶. La réforme de 2013 étend cette possibilité à d'autres productions, notamment viande bovine et grandes cultures⁷. Ces organisations ne peuvent déroger que dans certaines limites, fixées notamment, par les organisations communes de marché de la PAC, aux règles de la concurrence pour essayer de contrecarrer le pouvoir de marché de leurs clients, en maîtrisant et en différenciant leur offre, notamment pour les productions sous signe de qualité. Elles doivent remplir quatre missions potentiellement contradictoires entre elles : stabiliser les marchés, accroître la productivité, garantir l'approvisionnement et des prix raisonnables aux consommateurs. De nombreuses questions se posent sur la forme que prendront ces organisations et leur différence par rapport aux coopératives agricoles et autres groupements de producteurs existants pour la commercialisation ou l'approvisionnement en intrants. Un rapport de 2014 pour la Direction de la concurrence de la Commission européenne (Van Herck, 2014) a réalisé une

⁴ The Common Agricultural Policy after 2013 - http://ec.europa.eu/agriculture/cap-post-2013/index_en.htm

⁵The 1992 reform ("MacSharry reform") - http://ec.europa.eu/agriculture/cap-history/1992-reform/index_en.htm

⁶ Union Européenne, 2012. Règlement (UE) n° 261/2012 du Parlement européen et du Conseil du 14 mars 2012 portant modification du règlement (CE) n° 1234/2007 du Conseil en ce qui concerne les relations contractuelles dans le secteur du lait et des produits laitiers. *Journal officiel* n°94 du 30 mars 2012 p. 38-48.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32012R0261&qid=1477556424970&from=en>

⁷ Union Européenne, 2013. Règlement (UE) n° 1308/2013 du Parlement européen et du Conseil du 17 décembre 2013 portant organisation commune des marchés des produits agricoles et abrogeant les règlements (CEE) n° 922/72, (CEE) n° 234/79, (CE) n° 1037/2001 et (CE) n° 1234/2007 du Conseil. *Journal officiel* n° L 347 du 20/12/2013 p. 0671-0854.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32013R1308&qid=1469534024402>

revue approfondie de la littérature, complétée par des études de cas, notamment sur l'élevage bovin viande en Pologne. De la revue de la littérature empirique, il apparaît que les membres de OP obtiennent de meilleurs prix agricoles sans que les biens vendus par les OP soient finalement plus coûteux pour les consommateurs. Sur ces critères, les performances des OP sont souvent meilleures que celles des filières intégrées, en contradiction partielle avec les résultats théoriques attendus, et les grandes OP sont plus efficaces que les petites. En sus du regroupement des ventes pour peser sur les prix à la ferme, les services rendus par les OP à leurs membres semblent déterminants dans ces performances. Ils concernent le contrôle et la maîtrise de la qualité, la coordination du stockage, du transport et de la mise en marché. Des recherches restent à mener sur les formes de gouvernances optimales de ces organisations, en fonction notamment de l'hétérogénéité de leurs membres en termes de coûts, de qualité ou de préférences face aux incertitudes (Bouamra-Mechemache and Zago, 2015). La réussite de chacune dépendra de sa capacité à rester compétitive en prix à qualité égale ou à se positionner, par une bonne coordination de ses membres sur des segments de qualité supérieure à ses concurrents.

8.1.2. La compétitivité hors coût

La compétitivité hors coût concerne la capacité à accroître la part de marché d'une production par l'amélioration de sa qualité, en adéquation avec les préférences des consommateurs (section 5.7). A l'échelle européenne, cette question renvoie d'une part aux exigences de qualité, principalement sanitaire, relevant de la protection des consommateurs et s'imposant par la réglementation à tous les produits issus de l'élevage et, d'autre part, à la différenciation des produits. La différenciation des produits vise à s'adapter à l'hétérogénéité des préférences des consommateurs et de leurs revenus. Comme la qualité sanitaire, elle repose sur une organisation des filières s'assurant d'un contrôle, d'une traçabilité et souvent d'une certification de la qualité sur les critères différenciés tout au long de l'élaboration du produit. Des coûts supplémentaires sont nécessaires pour faire connaître et reconnaître cette qualité différenciée aux consommateurs. L'étiquetage a ainsi pris une place centrale dans la vie des consommateurs et l'organisation des filières. Il se retrouve au centre d'une production de droit récente et foisonnante. Elle vise notamment à rendre compatibles les règles internationales du commerce, de la santé et de l'environnement, les choix européens et nationaux dans ces domaines, en tenant compte de l'évolution des préférences des consommateurs et des revendications des filières et des territoires. Pour permettre au consommateur de choisir des aliments adéquats, la législation alimentaire a multiplié les mentions informatives obligatoires et a mis en place des dispositifs spécifiques pour encadrer l'information volontaire. L'analyse de la littérature juridique montre cependant les limites du paradigme informationnel pour orienter les choix de consommation. L'analyse du comportement du consommateur souligne la complexité des arbitrages, les variabilités nationales des attentes des consommateurs-citoyens, et par là même les limites de la régulation de la santé et de l'environnement par la segmentation des marchés (section 5.5).

8.1.2.1. La priorité donnée à la qualité sanitaire des produits dans l'Union européenne

En raison des risques microbiologiques particuliers qu'elles présentent au regard de la santé des consommateurs, les denrées d'origine animale sont soumises à des exigences renforcées et plus formalisées que les denrées d'origine végétale. L'objectif de santé publique prime alors sur les autres considérations et les règles sanitaires s'appliquent de la même manière aux produits nationaux ou importés, quelle que soit la taille de l'exploitant ou la nature du circuit de commercialisation. A la suite des crises de la vache folle, la réglementation européenne et l'exigence de traçabilité se sont particulièrement renforcées (section 5.5). Tout en conservant la confiance des consommateurs européens dans ces produits alimentaires, ces règles sont associées à des barrières non tarifaires protégeant les éleveurs européens des certaines importations, notamment de viandes bovines, et favoriser les exportations vers des pays où cette qualité n'est pas garantie, comme pour le lait infantile en Chine. Ces normes constituent alors une différenciation des produits profitables à l'Europe sur les marchés internationaux (Gagné and Larue, 2016). Cependant les fromages au lait cru et certaines salaisons européennes sont interdites aux Etats-Unis, également pour des considérations sanitaires.

Les enjeux commerciaux autour de ces normes sont donc colossaux, comme le montrent les débats et les inquiétudes autour des négociations d'accords de libre-échange euro-américains et leurs motivations sanitaires

sont parfois contestées. C'est pourtant un domaine où les pays développés ont un intérêt à s'entendre et à promouvoir des standards élevés vis-à-vis du reste du monde et dans l'intérêt de tous les consommateurs.

8.1.2.2. La différenciation des produits et des processus de production

Les stratégies de différenciation des produits animaux sont très nombreuses, aussi bien pour les produits laitiers que pour les produits carnés. Les stratégies de marques ne s'appuient que sur des normes privées, liées à un savoir-faire de l'entreprise. L'agriculture biologique, les indications géographiques et appellations d'origine, ainsi que certains labels ou indications informatives ont une certification garantie par l'Etat et reconnus par l'Union européenne. Enfin les attributs différenciés peuvent être très variés, touchant les localisations et techniques d'élevage, les transformations et les commercialisations. La plupart des attributs différenciés se traduisent par des qualités du produit repérables et vérifiables par le consommateur. Dans ce cas on parle de biens d'expérience. D'autres ne le sont pas directement, comme notamment les effets environnementaux, les qualités nutritionnelles et sanitaires fines associées à ces produits, ou même l'origine géographique dans certains cas. On parle alors de biens de croyance. Pour ces derniers, la traçabilité, la certification et leurs publicités sont des opérations fondamentales et coûteuses pour assurer la confiance et le succès de la différenciation auprès des consommateurs.

Avec l'élévation du niveau de vie et une alimentation décroissante dans le budget des ménages, grâce aux progrès en termes de coût évoqués précédemment, la préférence des consommateurs pour la variété a fait bon accueil à l'accroissement de la différenciation des produits (section 5.7). S'y est ajouté une croissance des préférences pour l'environnement, un souci du bien-être animal et une crainte suscitée par les crises sanitaires ou les organismes génétiquement modifiés. L'explosion des marques, labels et la combinaison différents types d'indications sur les produits semble aujourd'hui proche de saturer les capacités cognitives des consommateurs. En outre, le développement du hard discount a accru la différence de prix entre produits standards et produits différenciés, obligeant ces derniers à apporter une qualité incontestable et incontestablement plus élevée. Face à ce foisonnement, plus fort dans le sud de l'Europe et le Royaume uni qui se distinguent par une multiplicité d'indications géographiques, certains auteurs s'alarment de l'incapacité de ces stratégies, coûteuses y compris pour les contribuables, à créer de la valeur ajoutée, notamment à l'exportation (Bureau *et al.*, 2015). A la marge un effet bénéfique des AOP dans le secteur des fromages sur les exportations, avec un élargissement des destinations pour ces produits et une valeur unitaire plus élevée (section 1.4), même si les AOP ne représentent que 5% des exportations de fromages pour 10% de la production (section 1.2). Par ailleurs, des paires de pays ayant des indications géographiques ont tendance à commercer davantage entre eux (Sorgho and Larue, 2014).

8.1.2.3. La création et le partage de la valeur ajoutée par la différenciation des produits

Du point de vue des producteurs et/ou des transformateurs, le premier arbitrage concerne le surcoût technique pour atteindre la qualité différenciée qui doit être inférieure à la différence de consentement à payer des consommateurs ciblés. Le deuxième arbitrage concerne le surcoût associé aux études de marchés, à l'établissement des normes, à leur vérification par un dispositif dédié et à leur publicité. Ces coûts comprennent de larges coûts fixes, indépendants du volume produit et nécessitant donc une production minimale pour être amortis. Quand le processus de différenciation peut être maîtrisé pas un seul acteur, en général un transformateur de grande taille dans une stratégie de marque, ces arbitrages sont certainement plus faciles (Gagné and Larue, 2016). Cette démarche caractérise par exemple les innovations multiples des grandes marques sur les produits laitiers frais. En outre, le transformateur dispose alors d'un certain pouvoir de monopole vis-à-vis des distributeurs lui permettant de récupérer une plus grande part du supplément du prix. Les producteurs des produits agricoles à transformer ne sont cependant pas nécessairement invités à en bénéficier. Dans un contexte où la transformation du bien différencié est localisée et basée sur des investissements difficilement récupérables, il n'est pas exclu qu'une organisation de producteurs de proximité puisse alors améliorer ce partage à leur profit, en récupérant au moins la valeur des coûts de transport d'approvisionnements plus lointain.

La coordination est évidemment plus compliquée pour les stratégies collectives, en particulier lorsqu'elles impliquent des processus de différenciation ancrés dans les exploitations agricoles. Nous distinguons les labels de qualité qui sont basés sur des cahiers des charges accessibles à tous et les indications géographiques et appellations d'origine réservées à des territoires bien délimités. Yu et Bouamra Mechemache exposent la diversité de ces stratégies ainsi que les déterminants conduisant à tel ou tel niveau de contrainte sur les processus de production (Yu and Bouamra-Mechemache, 2016). Ces déterminants sont la flexibilité de la demande relativement à celle de l'offre, la structure de la concurrence entre les différents maillons de la filière et les caractéristiques de la technologie agricole. Ces stratégies collectives peuvent être pilotées par un acteur individuel, le plus souvent un transformateur ou un distributeur qui commande la filière, ou par un collectif d'acteurs incluant ou non une régulation par les pouvoirs publics. L'article détaille notamment trois conditions nécessaires pour qu'une contrainte productive plus forte soit bénéfique aux agriculteurs, au détriment de la marge des transformateurs : i) une demande rigide, où la consommation du bien différencié réagit peu à son propre prix, ii) l'existence d'un pouvoir de marché du transformateur sur le marché final, lui permettant d'extraire le consentement à payer des consommateurs, iii) la contrainte doit davantage affecter le coût marginal de la production agricole que ses coûts fixes. Lorsqu'ils sont partie prenante des stratégies de différenciation comme c'est le cas pour les signes officiels de qualité et d'origine (SIQO), les pouvoirs publics n'ont donc pas seulement un rôle pour la protection des consommateurs et de l'environnement. Ils peuvent aussi influencer sur la formation et le partage de la rente monopolistique entre les différents maillons de la filière.

8.1.2.4. La labellisation des processus de production agricole

Les produits animaux issus de l'agriculture biologique (bio) sont en forte croissance depuis l'harmonisation du cahier des charges par un règlement européen en 1999⁸. La progression est plus forte dans les productions et les régions où les conditions de production préexistantes sont plus proches du cahier des charges. Il s'agit notamment des productions issues de ruminants. En effet, les granivores sont davantage dépendants de l'offre d'aliments du bétail certifiés compatibles avec l'agriculture biologique. Le poids du bio dans la production européenne issue de l'élevage est encore faible, avec un maximum de 5% pour les petits ruminants en 2012 (section 1.2). Des stratégies nationales et régionales semblent cependant se dessiner : produits laitiers au Danemark et Royaume-Uni, bovins allaitants en France, Allemagne et Autriche, ovins au Royaume-Uni, Grèce et Italie, volailles et œufs au Royaume-Uni et en France. En outre les taux de pénétration du bio sont plus élevés dans les pays les moins marqués par l'élevage comme la Grèce, et certains nouveaux Etats membres comme les Pays Baltes et la République tchèque. A quelques exceptions près, pour les produits laitiers au Danemark, en France et en Allemagne ainsi que les ovins en Italie, le solde commercial de ces pays s'est dégradé pour les productions considérées (section 1.5). Des investigations plus précises sont nécessaires pour déterminer si ces stratégies en sont la cause ou la conséquence. En outre, les filières de l'agriculture biologique présentent une grande hétérogénéité et une évolution rapide dans les segments de la transformation et de la commercialisation. Bien qu'encore associée aux nombreuses formes de vente directe, de circuits courts et d'autres signes de qualité, l'agriculture biologique est aujourd'hui marquée par la structuration de filières industrielles et le poids désormais prépondérant de la grande distribution dans la commercialisation. Il est encore difficile d'appréhender les conséquences de ces mutations majeures qui ne vont pas sans débats au sein de la profession.

Comme le label bio, le Label Rouge, développé en France, est accessible à tous les agriculteurs. Il ne repose que sur des contraintes techniques, en termes de nutrition et d'âge des animaux ainsi que sur des tests organoleptiques. Son succès est manifeste dans la volaille de chair, avec un quart des ventes (section 1.2). Devenu un espace de concurrence aigue, les différents opérateurs n'ont de cesse d'ajouter des indications

⁸ Union Européenne, 1999. Règlement (CE) n° 1804/1999 du Conseil du 19 juillet 1999 modifiant, pour y inclure les productions animales, le règlement (CEE) n° 2092/91 concernant le mode de production biologique de produits agricoles et sa présentation sur les produits agricoles et les denrées alimentaires. *Journal officiel* n° L 222 du 24/08/1999 p. 0001 - 0028.
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31999R1804:FR:HTML>

d'origine géographique ou d'autres informations différenciées plus ou moins réglementées à caractère social, environnemental ou sanitaire (plein air, fermier, sans OGM, etc.).

8.1.2.5. Les indications géographiques

Les stratégies de terroirs (AOP, IGP, STG) sont fondées sur une typicité de certains produits provenant de conditions naturelles et/ou de savoir-faire locaux spécifiques. Les règles européennes en la matière ont été harmonisées en 1992, avec la reconnaissance et la protection des indications géographiques. Les profils nationaux découlent pour une part des appellations historiques. Les anciens comme les nouveaux pays membres se sont efforcés depuis de faire reconnaître un grand nombre de spécialités régionales dans tous les types de produits et de recettes. Leur nombre a doublé en 20 ans (section 1.2). Le suivi des volumes est cependant déficient au niveau européen et il est difficile de dire s'ils ont suivi une progression aussi forte. Les cahiers des charges correspondants peuvent être limités à une recette, à un type de transformation ou à une origine des produits, ou bien prescrire un ensemble de contraintes de production, de transformation et de commercialisation et packaging. La force et la faiblesse de ces démarches résident dans les contraintes historiques et géographiques qui déterminent la typicité. La force provient de l'attachement culturel des consommateurs de proximité à ces produits. La faiblesse provient des contraintes techniques imposées et de ses surcoûts. Les marges de manœuvre sont donc réduites pour élargir les marchés. Ainsi un certain nombre d'appellations restent-elles très confidentielles et peinent à dégager une rente de monopole suffisante pour couvrir ces surcoûts inévitables. Les plus connues, comme le Comté, sont celles où la stratégie a conservé un noyau dur de contraintes assurant la qualité du produit et sa régularité tout en intégrant les innovations et les opportunités d'économie d'échelle, dans l'automatisation de l'affinage et un packaging adapté à la grande distribution dans cet exemple. La reproductibilité des succès du Comté, du Laguiole, du Saint-Nectaire ou du Parmiggiano Reggiano est incertaine. Au-delà de situations par nature unique, elle suppose une adhésion des consommateurs qui ne se décrète pas et une discipline de l'interprofession qui repose aussi sur des facteurs humains (Dervillé, 2012). Malgré quelques exemples phares, principalement dans les fromages, ces signes officiels d'origine géographique sont surtout efficaces dans leur pays d'origine où sont réalisés plus des trois quarts des ventes, avec des exportations hors UE très faibles. Si ces signes de qualité ont un intérêt crucial pour le maintien de l'identité culturelle des terroirs, leurs parts de marché en 2010 de 10% pour les produits laitiers et inférieures à 3% pour les viandes (section 1.2), étaient encore limitées et très concentrées sur quelques appellations dans très peu de pays (Italie, Grèce et France). A l'exception notable de la France pour les produits laitiers, les indications d'origine se développent davantage dans les pays dont le solde commercial s'est dégradé. Cette démarche semble donc surtout constituer une démarche défensive pour les productions territorialisées concurrencées par l'élargissement des marchés, au sein de l'Union européenne à particulier. Dans quelques cas, elle contribue à la définition de produits haut de gamme dont la notoriété dépasse les frontières culturelles. Cependant, les possibilités d'accroissement des productions sont par nature limitées par l'aire géographique de référence et les contraintes techniques associées à la définition du produit. Le débat, aujourd'hui refermé, autour de la thermisation du lait pour certains fromages au lait cru illustre l'existence de difficultés techniques d'insertion des SIQO dans des logiques agro-industrielles. Une étude menée en France montre que la valeur ajoutée apportée par les SIQO est davantage mobilisée et donc réalisée par les marques de distributeurs que par les grandes marques nationales (section 5.7). Des travaux complémentaires sont nécessaires pour comprendre les raisons de cette disjonction et comment ces grandes marques pourraient constituer des canaux d'expansion des produits sous signes de qualité. Les succès de certaines appellations, en particulier italiennes, montrent que des coordinations verticales peuvent être conciliables avec des coordinations territoriales.

8.1.3 La maîtrise des risques et des catastrophes

Les travaux en économie distinguent les risques, c'est-à-dire des variations de prix ou de quantité produites dont les distributions statistiques sont connues et anticipées, des catastrophes auxquelles il est difficile d'attacher une probabilité. L'agriculture est caractérisée par une exposition aux risques de production liée aux aléas climatiques et sanitaires. La demande et l'offre de biens agricoles agrégées étant relativement rigide à court terme par rapport au prix, les aléas climatiques ou sanitaires se traduisent par une forte volatilité des prix (Breen *et al.*,

2013; Tangermann, 2011). A des niveaux plus désagrégés, une étude récente montre que la demande par produit est de plus en plus volatile aux USA (Gorbachev, 2011) en fonction du climat et de changement de goût des consommateurs (Okrent and Alston, 2012). Parmi les caractéristiques de la viande valorisées par les consommateurs, tels que le mode et l'origine de la production animale et des aliments du bétail, les plus importants se rapportent à la perception de la qualité sanitaire (Bernués *et al.*, 2003). Les chocs de demandes les plus forts résultent des crises sanitaires (Latouche *et al.*, 1998) ou des interventions publiques visant à les juguler (Gohin and Rault, 2013). Les politiques agricoles et commerciales ont un rôle crucial sur les conséquences des risques et la volatilité des prix. La plupart des pays développés ont un fonds d'indemnisation des catastrophes naturelles. Les seuils de déclenchement de cette indemnisation déterminent quelles pertes de revenu associées à quels risques sont pris en charge par la collectivité et quels risques restent à la charge des acteurs privés. Les politiques de stabilisation des prix, basés sur les droits de douanes et les subventions aux exportations ont longtemps protégé les agriculteurs de l'UE des chocs de prix, leur permettant de se concentrer sur la maîtrise des risques de production. Ce dispositif permettait de transférer, les aléas de production vers les pays tiers et en accentuant la volatilité des prix internationaux (Tangermann, 2011). Les réformes de la PAC, avec le découplage des aides et l'ouverture aux marchés mondiaux, ont considérablement changé ce contexte en exposant les productions animales à la fois à davantage de variation de prix des productions et de l'alimentation animale. En contrepartie, le découplage pourrait apporter directement une stabilisation du revenu agricole, en accroissant la part de ce revenu à la fois indépendant des prix et des quantités produites (Cafiero *et al.*, 2007), estimée par Tangermann à un tiers du revenu agricole en 2009 pour l'UE (Tangermann, 2011).

8.1.3.1. Les risques de production

La maîtrise des risques de production dépend avant tout du choix du système de production. La réduction de l'exposition aux aléas climatiques, va de pair avec un recours accru aux intrants pour garantir l'approvisionnement en fourrage et en aliments du bétail. Ces systèmes sont alors davantage dépendants des chocs de prix sur ces intrants, en particulier des marchés céréaliers et oléo-protéagineux. Cette intensification implique une plus grande exposition aux risques sanitaires associés à la concentration et au confinement des animaux, ainsi qu'à un matériel génétique valorisant mieux ces intrants mais plus fragile.

Les objectifs de réduction des antibiotiques posent de nouveaux défis à ces systèmes intensifs et à la technicité des éleveurs qui doivent compenser la protection qu'ils apportent par un ensemble de règles d'hygiène, une surveillance accrue des troupeaux et l'amélioration des bâtiments pour limiter les stress climatiques et biologiques. C'est un domaine où les techniques de l'élevage de précision semblent pouvoir apporter des solutions pour limiter le surcoût généré en termes de temps de travail. A la suite de l'interdiction des antibiotiques promoteurs de croissance, l'introduction des médicaments génériques en médecine vétérinaire allège les surcoûts de cette mesure. Cette introduction va cependant à l'encontre de l'objectif de réduction de l'usage des antibiotiques.

A l'inverse les systèmes plus autonomes sont moins exposés à la variation du prix des intrants, mais davantage aux aléas climatiques. Il est difficile de dire quels systèmes seront les plus sensibles aux changements climatiques qui affectent évidemment les productions fourragères mais aussi les risques sanitaires (section 5.1).

8.1.3.2. Les risques de prix

De multiples stratégies individuelles, collectives et nationales coexistent pour la stabilisation des prix et des revenus (Trouvé *et al.*, 2016). La fidélisation des consommateurs, au travers des signes officiels de qualité ou de circuits de commercialisation de proximité visent surtout la stabilisation des prix à la production. Les éleveurs engagés dans ces stratégies subissent moins les chocs d'offre des marchés globaux. Ces stratégies reçoivent en outre un soutien croissant des pouvoirs publics régionaux ou nationaux en raison des externalités qui y sont attachés. Dans la logique de la théorie des choix de portefeuille, la diversification des activités est une stratégie classique de stabilisation des revenus. Le principe est d'associer une activité risquée mais avec un haut revenu

espéré, à un revenu sûr. En agriculture, la double activité associant un salaire à l'activité agricole est l'expression la plus classique de cette stratégie. Cependant la double activité limite de fait les possibilités de gains associés à la spécialisation et à l'agrandissement des exploitations. Aujourd'hui, elle s'exprime davantage par l'association d'activités liées aux énergies renouvelables pour lesquels des contrats de long terme avec les distributeurs d'énergie apportent ce revenu sûr. Contrairement à la double-activité, cette diversification favorise la réalisation d'économies de taille et donc l'agrandissement. Le développement de cette stratégie est encore plus dépendant de l'intervention et des fonds publics que la différenciation des produits. Elle a surtout bénéficié aux éleveurs allemands en raison de l'engagement de leur pays dans les énergies renouvelables (section 6.4). En particulier la méthanisation, bien que relativement gourmande en investissement et en travail, n'a pas constitué un frein à la croissance des productions animales. Les aides découplées correspondent aussi à cette logique en apportant un revenu sûr, et, étant proportionnelle à la surface, favorisent l'agrandissement et l'extensification (Gohin, 2006). Enfin l'association de productions animales et végétales, nécessitant également une grande surface d'exploitation, est une stratégie contra cyclique pour les éleveurs intensifs quand le gain réalisé sur les ventes des grains lors de prix ascendants compense le surcoût des aliments associé à ces prix haussiers. La gestion du risque par la diversification des productions est favorisée par l'existence d'économies de gamme, qui constituent un gain d'origine technique à l'association de certaines productions entre elles. La gestion du risque est donc au cœur des évolutions structurelles (Chavas *et al.*, 2001). Nous avons vu précédemment que, agrandissement et diversification n'allaient pas toujours ensemble. En outre les exploitations spécialisées de grande taille sont beaucoup plus fortement exposées au risque. Ces arguments impliquent un effet modérateur du risque sur l'investissement et l'agrandissement des exploitations agricoles (Moro and Sckokai, 2013). Ils peuvent être contrebalancés par l'accès des grandes exploitations à d'autres outils de gestion des risques, comme la diversification de leur patrimoine financier et immobilier, des contrats avec la transformation, des assurances ou des instruments financiers de couverture des risques prix. Néanmoins, nous manquons de travaux empiriques pour déterminer quel est l'effet dominant, sans doute différent d'une filière à l'autre. On peut cependant penser qu'un programme d'accès à des assurances subventionnées favorise davantage les grandes exploitations spécialisées, en limitant l'intérêt de la diversification pour la gestion du risque.

8.1.3.3. L'organisation des filières face aux risques

Plus généralement, la coordination verticale au sein des filières offre des opportunités de stabilisation des prix et des revenus. En effet, les prix des uns sont les coûts des autres. Par exemple, quand le prix du porc est élevé, le coût des salaisoniers l'est aussi et vice versa. Il y a donc un espace de négociation permettant l'atténuation du risque prix au sein des filières. Les contrats de long termes et les contrats d'intégration permettent cette mutualisation. Ils accompagnent le développement de clusters agro-industriels comme aux Etats-Unis ou en Catalogne. En effet l'engagement d'investissements non récupérables dans une activité de production ou de transformation de grande capacité soumet l'investisseur au risque de sous-utiliser cette capacité si ses débouchés ou ses approvisionnements sont défaillants (MacDonald, 2009). Ce double lien entre producteurs et transformateurs est une puissante incitation à des accords de longue durée, qui, en retour, sont nécessaires au développement de ces clusters. La théorie des contrats explique alors pourquoi le partenaire qui assure l'autre réalise le plus grand profit.

Les assurances et les instruments financiers de gestion des risques sont peu développés en productions animales. Ils n'ont en outre reçu que peu d'attention jusqu'à maintenant de la part des pouvoirs publics. Les marchés à terme sur les grains offrent des possibilités de maîtrise du risque prix des matières premières pour l'alimentation animale. En France des SWAP ont fait récemment leur apparition avec un certain succès dans le secteur porcin français. Il s'agit d'instruments financiers associant un prix à une certaine quantité de biens agricoles, déconnecté des livraisons réelles entre clients et fournisseurs. Ils apportent ainsi une certaine sécurité d'approvisionnement et de revenu au producteur et au transformateur, sans réduire l'autonomie de l'un ou de

l'autre. Il s'agit d'instruments n'atténuant les fluctuations qu'à court terme (6 mois)⁹, mais permettant un confort de trésorerie et donnant à chaque opérateur un peu de temps pour s'adapter à la conjoncture.

La littérature est insuffisante voire absente sur la gestion de la volatilité des prix agricoles par les industries de transformation. En Europe, on a assisté ces deux dernières décennies à, non seulement, une multiplication des acquisitions et fusions d'entreprises agroalimentaires dans ce secteur d'activité, mais aussi à renforcement de la coordination verticale se traduisant par une plus forte implication des industriels dans les relations entre ces derniers et les éleveurs (notamment avec les contrats). En réduisant le nombre de décideurs et en réduisant la concurrence entre les entreprises, le niveau de décision devient de plus en plus centralisé au niveau des industriels. Dans ce contexte, la gestion du risque des aléas liés aux variations de production peut être de moins en moins réalisée au niveau de l'exploitation agricole mais de plus en plus au niveau des industriels de l'aval. L'incitation pour les exploitants agricoles à se diversifier se protéger des risques se réduit tandis qu'elle augmente chez les industriels qui prennent en charge ces risques. Par ailleurs, les industriels sont incités à réduire le nombre de fournisseurs pour minimiser les coûts de transaction et à favoriser la spécialisation des élevages pour exploiter les économies de taille. Ainsi, les industriels peuvent gérer les risques en se dotant d'un portefeuille diversifié d'activités constituées d'unités de production très spécialisées. En déplaçant la gestion du risque au niveau des industries de l'aval au détriment des élevages, l'intégration verticale peut favoriser l'émergence d'élevages spécialisés de grande taille. Le cas des Etats-Unis illustre bien ce phénomène (MacDonald, 2009).

8.2. Les leviers des performances environnementales

Les performances environnementales correspondent à des effets ou à des conséquences ne constituant pas directement des biens ou des services marchands. Cela est dû à leur caractère de biens public, notamment à la difficulté d'exclure les bénéficiaires de ces effets dès lors qu'ils sont disponibles. C'est le problème du passager clandestin. En outre ces effets ne sont pas facilement formalisables en biens ou services marchands quantifiables et divisibles, du côté de l'offre comme de la demande. En général, une exploitation agricole ne produit pas un effet environnemental. Elle ne produit qu'une contribution au maintien ou au changement d'un état de l'environnement qui lui-même dépend de processus biogéochimiques complexes agrégeant les contributions d'autres agriculteurs ou agents économiques de manière non linéaire. Il est difficile de dire si une haie en plus ou en moins l'améliore ou le dégrade. En revanche un seul silo élevé ou une seule torchère peut certainement lui enlever l'essentiel de son charme aux yeux de certains.

Pour analyser les leviers des performances environnementales, il est important de comprendre quelles sont les populations affectées par ces performances. Schématiquement on peut distinguer les effets locaux, qui concernent une population bien identifiée, des effets globaux qui concernent l'ensemble de la population mondiale ou des populations distantes de l'origine des effets dans l'espace ou le temps. Ainsi la résistance aux antibiotiques, les zoonoses et le changement climatique sont typiquement des effets globaux. A l'opposé la disponibilité et la qualité de l'eau, de l'air et des paysages sont des effets locaux. La diversité biologique a un caractère local et global. Elle est localement une ressource clé sinon indispensable de la production de biens et services marchands, notamment agricoles, et d'effets locaux en interaction avec l'eau, les sols et les paysages. En outre elle est une cause mondiale adressée par les conventions internationales successives pour sa protection. Nous considérons donc le maintien de la diversité biologique en général comme un enjeu global.

Comme la biodiversité, les sols et leur conservation sont de plus en plus revendiqués comme une ressource commune ayant un caractère de bien public. La terre n'est pas un bien public du point de vue économique car elle appropriée et échangeable selon des mécanismes de marchés, sauf cas exceptionnels (communaux, sectionnaux, voire certaines formes de portage foncier par des collectivités territoriales). Cependant les sols ont

⁹ <http://www.agrapresse.fr/le-swap-un-contrat-innovant-pour-les-producteurs-art401734-2488.html?Itemid=339>

une multiplicité de fonctionnalités, en lien avec l'eau, l'air et tous les cycles biogéochimiques, donc d'usages et de destinations effectifs et potentiels. En fonction des prix et des politiques, la valeur marchande de la terre reflète une partie de ces usages effectifs, comme la productivité agricole ou forestière, et potentiel, comme la probabilité d'un développement résidentiel, commercial ou industriel. Le problème est davantage temporel. Les acteurs des marchés fonciers ne privilégient-ils pas leur intérêt de court terme dans leur choix ? Ainsi le fonctionnement des marchés fonciers ne risquent-ils pas de réduire de manière inconséquente les capacités de production de biomasse nécessaire aux générations futures ? De ce point de vue, la préservation des terres agricoles, en quantité et en qualité est aussi un enjeu global. Mais il s'agit d'un enjeu global parce qu'il est au cœur de tous les autres, qu'ils soient marchands ou non marchands, locaux ou globaux et des arbitrages effectués sur ces enjeux à court et à long terme. Sur le choix des leviers concernant ces différents enjeux, la question du foncier et de la gestion de la qualité des sols est cruciale. Qui est le mieux placé pour réaliser les arbitrages entre production marchande et effets environnementaux locaux ou globaux, compte tenu notamment de la diversité des sols, des écosystèmes et de leur plus ou moins grande malléabilité ? Qui détient les informations pertinentes pour agir à chaque niveau d'organisation de la parcelle à la planète ?

8.2.1. Les enjeux globaux

Les enjeux globaux concernés par l'élevage sont la stabilité du climat et la biodiversité ainsi que les externalités de santé au travers de la transmission des zoonoses et éventuellement des résistances aux antibiotiques. Ces enjeux sont caractérisés par une certaine indépendance géographique entre l'origine des effets et la localisation des populations qui en subissent les bienfaits ou les dommages. Ces enjeux sont en interactions entre eux. Ils ont aussi en interaction avec des enjeux locaux et la sécurité alimentaire au travers de l'usage des terres en Europe et ailleurs (cf Chapitre 7).

8.2.1.1. L'élevage européen et la stabilité du climat

La stabilité du climat est affectée par les émissions de gaz à effet de serre (GES) des élevages et le rôle de l'élevage dans la séquestration du carbone dans les sols et les plantations pérennes. Grâce aux travaux du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), les émissions de GES et la séquestration du carbone peuvent être exprimées dans une unité commune (tonne équivalent CO₂) en fonction du potentiel de réchauffement global (PRG) des différents gaz à un horizon de 100 ans. La théorie économique enseigne que la régulation d'une telle pollution est obtenue au moindre coût par l'égalisation des coûts marginaux d'abattement de cette pollution, aisément obtenue par des quotas d'émissions échangeables ou une taxe universelle, sur les émissions ou sur un indicateur du processus de production proportionnel à ces émissions (Tirole, 2009). La consommation des moteurs à explosion fournit par exemple un tel indicateur relativement fiable. Dans l'agriculture, ces émissions ne sont pas mesurées et les indicateurs nécessaires sont plus nombreux, en raison de la diversité des GES et de leurs processus d'émission. Ils sont surtout plus hétérogènes : une vache laitière est différente d'une région à l'autre, les processus de nitrification dénitrification dans les sols, responsables des émissions de protoxyde d'azote liées aux épandages de fertilisants, dépendent de caractéristiques pédoclimatiques et des pratiques culturales. Des coefficients voire des fonctions sont cependant estimés pour les besoins des inventaires nationaux selon des méthodes de plus en plus fines. Au-delà de ces problèmes techniques, la principale difficulté est que le principe d'unicité du prix du carbone n'est ni recherché ni appliqué, en premier lieu au niveau international. Déjà dans le protocole de Kyoto les pays développés signataires avaient acceptés des engagements de réductions plus forts en raison de leur pollution passée et de la légitimité des pays plus pauvres à se développer d'abord. Les possibilités de tenir ces engagements au moindre coût, en particulier par des actions d'abattement dans d'autres pays étaient limitées par la complexité des mécanismes de mise en œuvre conjoints à mettre en place. Pourtant choisir un mécanisme efficace permettant d'atteindre l'objectif d'abattement au moindre coût est un atout important pour assurer la faisabilité de cette ambition. Il implique des gagnants et des perdants. Cela relève d'un ancien débat en économie, qui n'est pas tranché, entre l'efficacité et équité. Les économistes orthodoxes défendent la possibilité de séparer ces deux objectifs. L'un des moyens possibles dans le cadre de quotas échangeables est d'attribuer initialement davantage de quotas aux pays ou aux individus que l'on souhaite favoriser. Leurs contradicteurs mettent en doute la possibilité de mettre en place

des institutions efficaces et impartiales pour mettre en œuvre un tel mécanisme, en insistant sur le fait qu'il favorisait de toutes façons les entreprises et les pays dominants au niveau mondial, sans parler de la difficulté des pays à s'entendre sur cette allocation initiale de quotas : elle revient en effet à déterminer les possibilités de développement futur des économies nationales en concurrence. Ce principe d'unicité n'a pas été plus retenu par l'accord de Paris à l'issue de la COP21 en 2015.

L'Europe a trois particularités. Elle est, comme les autres pays développés, responsable de l'essentiel des émissions passées et du réchauffement climatique à l'œuvre. De ce fait, elle avait accepté dans le cadre du protocole de Kyoto des engagements de réduction légitimement supérieurs. Elle est un gros consommateur de produits issus de l'élevage relativement à sa population. Elle est aussi en moyenne la zone du monde où l'élevage émet le moins de GES par unité produite, en raison de son orientation vers des systèmes très productifs. Pour l'élevage, cela provient de l'accroissement de la productivité et de la réduction des cheptels, en particulier ruminants avec une réduction de 20% des émissions de méthane d'origine agricole entre 1990 et 2010. Dans cette période, l'agriculture des pays de l'actuelle Union européenne avait réduit ses émissions inventoriées de 22%, soit moins que le secteur des déchets (-30%) ou de l'industrie (-26%), mais davantage que la réduction moyenne de 15%, en raison d'une moindre performance du secteur énergétique (-13%)¹⁰. Globalement, la réduction de la consommation européenne de produits issus de l'élevage est donc souhaitable sinon indispensable pour continuer à réduire les émissions de GES. Cependant la réduction de la production européenne de ces produits, en particulier une réduction supérieure à la consommation risquerait d'aggraver les émissions au niveau mondial, si la différence était comblée par des productions plus intenses en émissions. Cela est un problème de la gouvernance mondiale de la régulation des émissions. En effet, dans le cadre de l'accord de Kyoto, les engagements de réduction de chaque pays portent sur les émissions des secteurs productifs domestiques et non pas sur celles des consommations. Si l'accord de Paris de 2015 débouche sur le même type d'engagements, il est possible de se retrouver dans la situation défavorable où la consommation européenne baisserait moins que sa production, la différence étant comblée par des productions animales importées plus intensives en GES aboutissant globalement à un accroissement des émissions associées. Pour éviter ce piège, il faudrait donc s'assurer que les produits animaux importés ne soient pas plus intenses en émissions que les produits domestiques. Cela suppose d'avoir une comptabilité relativement précise et crédible des émissions associées à ces produits importés. Ce n'est pas sans poser problème compte tenu des incertitudes sur l'estimation de ces émissions, en particulier hors de l'Union européenne, sachant que les inventaires au sein de l'Union sont déjà très incertains et incomplets (Pellerin *et al.*, 2015). Cela suppose également de faire accepter un mécanisme de régulation des importations, comme une taxe carbone ou une certification, imposé aux opérateurs de pays extra-européens.

8.2.1.2. Quelle intégration de l'élevage dans les politiques climatiques ?

Au sein de l'Union européenne elle-même, l'agriculture et donc l'élevage échappe largement aux politiques d'atténuation du changement climatique. Le secteur agricole est exclu du dispositif européen de quotas d'émissions échangeables (EU Emission Trade System). Deux raisons ont été débattues autour de cette exclusion (De Cara and Vermont, 2011). La première ne concerne pas seulement l'agriculture ; elle est liée au grand nombre et à la faible taille des entreprises agricoles impliquant des coûts de transactions très élevés pour leur participation à ce marché des quotas réservé aux grandes entreprises. La deuxième raison est un coût moyen d'abattement des GES supérieur dans l'agriculture. Le point important de ces débats est que les coûts d'abattement dans l'agriculture et l'élevage sont très hétérogènes et dépendent beaucoup des méthodes employées pour les mesurer (Vermont and De Cara, 2010). Ainsi, De Cara et Vermont montrent que même si le coût moyen d'abattement est supérieur dans l'agriculture, l'intégration de ce secteur à une politique d'atténuation égalisant les coûts marginaux d'abattement conduirait à une réduction significative du coût total d'abattement de près de 20% pour l'objectif de 2020 du paquet énergie climat de l'union européenne (De Cara and Vermont,

¹⁰ http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Reperes/2012/Climat-ed-2013/reperes-fr-ed2013.pdf

2011). Le réalisme de ces simulations, basé sur des hypothèses implicites de croissance économique des années 2000, est contestable puisqu'elles conduisent à des prix d'émissions beaucoup plus élevés que ceux effectivement observés sur le marché EU ETS de 6 à 7 euros par tonne de CO₂ équivalent : 47 euros sans l'agriculture et autour de 40 euros sous l'hypothèse d'intégration de l'agriculture (De Cara and Vermont, 2011). Inversement les hypothèses de ces simulations ignorent les gisements d'atténuation à coûts nuls ou négatifs dans l'agriculture. De tels gisements représenteraient en France un tiers des possibilités techniques d'atténuation à production constante. Près des deux tiers de ces gisements à coûts nuls ou négatifs concernent l'élevage avec l'allongement de la durée des prairies temporaires, l'optimisation de la fertilisation organique, l'introduction de légumineuses dans les prairies, l'alimentation azotée des bovins ou le chauffage des bâtiments avicoles (Pellerin *et al.*, 2015). Cela reflète l'absence d'incitations économiques pour les éleveurs à réduire ces émissions. Diverses études illustrent cette forte hétérogénéité de l'intensité et des coûts d'abattement des émissions des productions animales dans l'agriculture. En France, Samson *et al.* montrent que les émissions rapportées au chiffre d'affaire sont plus élevées pour élevages herbivores, en particulier orientés vers la production de viande et qu'au sein de ces orientations techniques la variabilité est aussi plus grande (Samson *et al.*, 2012). Cette variabilité est loin d'être négligeable au sein des autres orientations techniques. Une régulation ne peut donc pas se limiter à cibler l'un ou l'autre des systèmes de production, des progrès sensibles étant possibles partout. Dakpo *et al.* précisent ce résultat avec des données plus précises et une méthodologie originale pour le secteur des ovins viandes (Dakpo *et al.*, 2016). Sur un même échantillon, l'efficacité technique de la production marchande d'une part et des émissions de GES d'autre part sont calculées. L'inefficacité moyenne pour la production marchande, de 25%, peut être considérée comme référence de l'hétérogénéité des performances d'éleveurs dotées de compétences et de conditions économiques et naturelles différentes, mais s'appliquant chacun à optimiser techniquement leur production marchande. En revanche l'inefficacité moyenne des émissions de GES atteint 49%. Ainsi, on peut faire l'hypothèse que donner un prix à ces émissions réduirait très significativement cette dispersion, peut-être même de moitié si l'on se réfère aux performances de la production marchande. L'article apporte également un éclairage sur les coûts d'abattement par type de GES pour les exploitations les plus efficaces techniquement à cet égard. Les estimations s'étalent de 19 à 1 150€ par tonne d'équivalent CO₂ pour le dioxyde de carbone issu de l'usage de carburants et combustibles, de 4 à 250€ pour le méthane et de 15 à 1 140€ pour le protoxyde d'azote. Dans ce résultat, l'effort semble devoir se porter prioritairement sur les émissions de méthane, donc sur la productivité par animal afin de réduire l'intensité des émissions de la production.

8.2.1.3. L'inefficacité de la PAC vis-à-vis des enjeux climatiques

La distribution des exploitations selon leur score d'efficacité montre qu'une grande partie l'échantillon précédent aurait été en mesure d'offrir un abattement d'équivalent CO₂ rémunérateur sur le marché EU ETS, même à des prix bas, et notamment par l'amélioration de la productivité par animal. A cet égard, une aide couplée à la tête de bétail, comme la Prime de Maintien du Troupeau de Vaches Allaitantes, fournit presque exactement l'incitation inverse, en abaissant d'autant la productivité marginale de la vache allaitante optimale du point de vue de l'éleveur. Le relèvement du seuil minimal de prolificité pour l'éligibilité à la nouvelle Aide aux Bovins Allaitants est de ce point de vue une amélioration. Il reste cependant l'effet distorsif de cette aide couplée à la production qui exerce une pression à la baisse sur les prix des bovins viandes (Gohin, 2009). Dans certaines zones, cette distorsion en faveur des bovins allaitants est également dommageable à l'atténuation du changement climatique en s'opposant au changement de pratiques ou des productions moins émettrices. Un découplage de cette aide éliminerait en grande partie ces effets pervers. Il se traduirait en outre par un prix plus élevé au producteur au détriment de ses clients (Gohin, 2006) et en faveur de son revenu ou de celui de son propriétaire (Moro and Sckokai, 2013).

De nombreux travaux ont mis en évidence et mesurés la séquestration du carbone dans les prairies. Cette séquestration, retirée des émissions des systèmes ruminants, peut aller jusqu'à représenter la moitié de ces émissions (Dollé *et al.*, 2013). Cette agrégation des émissions et de la séquestration pose question. La séquestration dans les sols agricoles n'est pas comptée dans les inventaires nationaux selon les normes du GIEC. Au-delà de la difficulté de mesure, un argument pour ne pas le faire concerne la stabilité dans le temps de

l'occupation des sols et de cette séquestration dans les sols agricoles. De fait, depuis 1990, le carbone stocké dans les prairies a davantage constitué un risque, en raison de la conversion des prairies permanentes en prairies temporaires ou en cultures qu'un puits de carbone. Au contraire, le principal puits de carbone est constitué du changement d'occupation des sols des prairies, et secondairement des cultures, vers les forêts. Pour l'année 2009, ces changements d'utilisation des sols en France ont atténués 60% des émissions agricoles, l'essentiel grâce aux conversions vers la forêt (Chakir *et al.*, 2011). Dans le secteur agricole, les conversions vers les prairies n'ont atténué qu'un tiers de l'effet négatif des conversions de prairies vers les cultures. La politique agricole française a pourtant, dès la réforme de la PAC dite Mc Sharry de 1992, mis en place une prime à l'herbe qui s'est maintenue sous différentes formes jusqu'en 2013. Il n'a pas été possible de mettre en évidence un effet significatif de cette mesure en termes de protection des prairies permanentes (Desjeux *et al.*, 2015). Même dans sa version la plus récente, cette prime n'était pas ciblée sur les prairies permanentes mais sur l'ensemble des prairies. Elle n'exigeait simplement que 20% de la surface primée soit à haute valeur naturelle, avec un barème complexe permettant d'atteindre ces 20% avec de très faibles surfaces de tourbières par exemple. L'introduction du maintien de la prairie permanente dans la conditionnalité des aides depuis la réforme de la PAC de 2013 constitue une incitation nettement plus forte. Vis-à-vis du risque de retournement, la pénalité associée à cette condition joue le rôle d'une taxe sur le déstockage de carbone. A priori elle n'a aucun caractère d'optimalité car, proportionnelle aux aides PAC, cette pénalité ne tient pas compte de la quantité de carbone susceptible d'être déstockée. L'anticipation de cette mesure peut toutefois amener les agriculteurs à sous-déclarer leurs prairies permanentes pour garder la possibilité de conversion en terres arables, comme cela semble avoir été le cas plusieurs fois dans le passé (Fuzeau *et al.*, 2012). A plus long terme, cette mesure peut également avoir pour effet de freiner la conversion des moins bonnes prairies vers les forêts, en leur donnant une valeur supérieure à celle procurée par leur productivité agricole, et réduire ainsi le puits de carbone lié à ce changement d'utilisation des sols.

Depuis le bilan de santé de la PAC de 2009, l'atténuation du changement climatique devient un objectif explicite de mesures agro-environnementales, d'adoption volontaire par les agriculteurs. Dans la nouvelle PAC adoptée en 2013, les mesures agro-environnementales deviennent même des mesures agro-environnementales et climatiques (MAEC). Ces mesures peuvent être utiles pour accompagner des changements techniques comme l'introduction de légumineuses dans les successions culturales, au prix cependant de coûts de transaction élevés (Bamière *et al.*, 2014). Les exploitations de polyculture-élevage ont d'ailleurs une propension supérieure à adopter ce type de mesures en raison d'un débouché immédiat pour ce fourrage (Espinosa-Goded *et al.*, 2013). Il est surprenant d'avoir affiché l'objectif climatique dans les mesures agro-environnementales. En effet, ni le mode de financement, ni le mode d'élaboration, tous deux largement dépendants de gouvernements régionaux et/ou nationaux, n'offrent la garantie de mesures qui tendraient à égaliser le coût marginal d'abattement des équivalents CO₂, ne serait-ce qu'au sein d'un même pays membre de l'Union européenne. Le paiement offert par mesure doit être justifié par un manque à gagner ou un coût additionnel. Il y a donc le risque d'écarter du dispositif les actions techniques pour lesquelles le coût est négatif puisqu'elles ne sont pas justifiables. Les coûts de transaction associés à ces actions et aux MAE elles-mêmes ne pouvait pas jusqu'à maintenant suffire seules à justifier le montant du paiement, étant limités à un pourcentage du surcoût technique. En outre, il ne semble pas y avoir, dans les procédures de validation des MAEC, d'obligations portant sur la documentation de l'objectif d'atténuation qui permettrait de vérifier l'efficacité coût de l'abattement subventionné et sa cohérence avec un coût marginal d'abattement de référence au niveau européen. Les coûts d'abattement étant très variables dans l'agriculture et en moyenne plus élevés que dans d'autres secteurs, le risque de financer de l'abattement à un coût prohibitif n'est certainement pas à écarter. L'intérêt des MAEC peut alors résider dans le financement d'actions au coût d'abattement très élevé mais dont l'objectif principal est autre comme la lutte contre l'érosion, la qualité de l'eau ou la biodiversité : c'est le cas des haies, des bandes enherbées et des cultures intermédiaires (Pellerin *et al.*, 2015). Pour ces actions, les MAEC doivent être raisonnée vis-à-vis de l'objectif principal, mais leur apport en termes d'atténuation pourrait légitimement être pris en compte pour justifier un paiement plus élevé, les deux objectifs n'étant pas rivaux. Du point de vue de l'efficacité économique ce supplément ne devrait pas

dépasser une référence européenne. Cela est cependant en contradiction avec la règle actuelle de justification des MAE basée sur les surcoûts plutôt que sur les bienfaits des actions prescrites (Oréade-Brèche, 2016¹¹).

Malgré ses objectifs affichés la PAC est loin d'apporter les instruments susceptibles de réguler de manière efficace les effets agricoles sur le climat. La façon la plus simple d'égaliser les coûts marginaux d'abattement dans l'agriculture et avec les autres secteurs de l'économie serait évidemment une taxe européenne sur les engrais et les animaux, basées sur les facteurs d'émissions du GIEC. Les informations nécessaires sur les troupeaux étant déjà collectées pour d'autres raisons, les coûts de transaction seraient tout à fait minimes. Le paiement de base de la PAC pourrait être utilisé pour redistribuer le produit des taxes au secteur agricole. Pour un prix de 22€ par tonne de CO₂ équivalent (projet de loi de transition énergétique de 2016)¹², une telle taxe représenterait par exemple environ 0,10€ par kilo d'azote épandu, sur la base de 0,0157 kilo de protoxyde d'azote émis par kilo d'azote épandu, et 45€/an pour une vache, sur la base de 75 kg de méthane entérique émis par an (Calcul sur la base de (Pellerin *et al.*, 2015)). Si ce type de calcul, basé sur des coefficients d'émission moyens ne conduit pas à un prix exactement égal par unité émise, il en est cependant bien plus proche que les dispositifs existants.

8.2.1.4. La connaissance et la régulation des émissions déplacées

Une régulation des émissions la production européenne, tout à fait souhaitable, doit cependant être complétée par une maîtrise des émissions déplacées par les importations et les exportations de produits issus de l'élevage et de matières premières pour l'alimentation animale. Les marges de manœuvre sont ici limitées, mais d'autant plus acceptables par nos partenaires économiques que la régulation européenne sera claire et convaincante. L'aide publique au développement, centrée sur la connaissance des émissions et l'adoption de techniques plus productives et moins polluantes est une première contribution, potentiellement très efficace par euro dépensé et davantage que beaucoup d'aides pour l'atténuation à l'agriculture européenne, si elle cible les systèmes les plus émetteurs (Mottet *et al.*, 2016). Une voie complémentaire est l'étiquetage des émissions sur les produits de consommation issus de l'élevage. Cet étiquetage n'est pas sans difficulté pour des processus de transformation et de production mondialisés. Il pose les mêmes problèmes que ceux que poserait la mise en place d'une taxe sur les produits de consommation, sans en avoir toutes les vertus puisque l'étiquetage fait appel à un consentement à payer du consommateur, vulnérable au problème du passager clandestin. Ainsi il n'est pas certain que les coûts de l'étiquetage soient couverts par les consentements à payer qui s'expriment effectivement. Les deux dispositifs supposent une traçabilité du produit à ses différentes étapes d'élaboration et un arsenal d'hypothèses d'allocation des émissions entre les différents coproduits à chaque étape. Il ne faut pas que la simplification nécessaire des calculs soit telle que le résultat ne soit pas sensible aux différences et aux évolutions les plus marquantes en termes d'émissions. L'instabilité des marchés pose un réel défi à cet égard. Les variations de prix modifient l'attribution des émissions entre coproduits dans les méthodes d'analyse de cycle de vie, comme entre l'huile et le tourteau des oléagineux (Chapitre 3). Cela est vertueux car si le coproduit qui devient plus cher est pénalisé, cela fait office de force de rappel vers un usage mieux équilibré des coproduits. Les variations de prix modifient également les choix des producteurs et des transformateurs, notamment pour la formulation des aliments du bétail ou la préparation des plats cuisinés. En outre, les prix influent également sur les choix techniques et la substitution entre les facteurs de production pauvres en émissions comme le travail et le capital et les facteurs riches en émission, comme l'énergie fossile, les animaux et les fertilisants de synthèse. Liu et Shumway relèvent de fortes élasticités de substitution et des économies d'échelle significatives (Liu and Shumway, 2016). Ils en concluent que les analyses de cycle de vie basées sur des coefficients fixes peuvent être rapidement obsolètes, en particulier si une « taxe carbone » est appliquée. Ces auteurs considèrent la terre comme un facteur pauvre en émissions de GES. Il est difficile de dire si les références qu'ils mobilisent intègrent ou non les changements d'occupation des sols.

¹¹ <http://agriculture.gouv.fr/paiements-pour-services-environnementaux-et-methodes-devaluation-economique>

¹² <http://www.environnement-magazine.fr/article/41670-transition-energetique-senat-donne-prix-a-tonne-de-carbone/>

8.2.1.5. La connaissance et la régulation du carbone des sols

Récompenser financièrement le stockage de carbone dans les sols et les éléments boisés comme les haies ou les arbres pose une difficulté de mesure et de suivi de la quantité stockée et de son évolution. Les informations, déjà nombreuses, collectées sur les cheptels et les troupeaux pour les politiques en place ne permettent pas d'obtenir des informations fiables, en particulier sur les teneurs initiales des sols en carbone. Ensuite les pratiques de pâturage, de fertilisation et de travail du sol sont très variables dans le temps et l'espace. Il ne semble pas certain qu'un suivi plus fin, donc plus coûteux des pratiques pertinentes soit suffisant pour définir un indicateur fiable et non manipulable de la variation de la quantité de carbone dans les sols, surtout s'il est basé sur l'auto-déclaration. On a vu que l'auto-déclaration des prairies permanentes et temporaires pouvaient déjà poser problème. Les éléments boisés sont plus faciles à contrôler de loin, par télédétection par exemple. Des progrès sont faits sur l'identification des couverts annuels. Cependant le paiement d'une variation de carbone du sol semble devoir se fonder sur des mesures directes. Une fois l'état initial établi, des analyses basées sur des échantillons aléatoires de plus en plus restreints donc moins coûteux, sont sans doute envisageables. A cet égard des initiatives volontaires d'échanges de crédits carbonés peuvent apporter beaucoup d'information sur la faisabilité de tels paiements et la fiabilité des dispositifs de suivi. L'expérience la plus importante rapportée par la littérature est le Chicago Climate Exchange qui a fonctionné de 2003 à 2010. Il offrait aux agriculteurs la possibilité de vendre des projets d'atténuation aux firmes industrielles d'un marché de droits contingentés. La séquestration du carbone dans les sols agricoles représentait 46% des échanges des agriculteurs, à côté de la destruction du méthane des effluents animaux et de la conversion des terres arables en prairies ou forêt (Ribaudou *et al.*, 2010). Pour avoir un sens, la généralisation d'un tel système de paiement du stockage dans les sols et les éléments boisés, doit être accompagné de l'obligation d'achat de crédit carbone pour le déstockage : cela serait une incitation financière complémentaire pour la stabilisation de la trame verte en renchérissant le coût de l'arasement de haies ou du retournement des prairies permanentes. Dans un premier temps, un état des lieux du carbone stocké pourrait être réalisé à chaque changement de propriétaire ou de fermier d'une parcelle.

La question de la consommation de terres par l'élevage et des changements d'occupation des sols est commune aux GES, à la disponibilité de terre pour l'alimentation humaine et à la biodiversité. Face à une demande de produits agricoles croissante avec la croissance démographique et la croissance économique qui implique une demande plus que proportionnelle via une augmentation des produits animaux les rations alimentaires et les cultures énergétiques, l'accroissement de la production se partage entre la conversion d'espace naturel en terres agricoles et l'augmentation des rendements. Dans chaque pays, ce partage dépend des prix relatifs de l'accès à de nouvelles terres et des moyens nécessaires à l'accroissement des rendements. L'absence de protection des zones naturelles dans de grands pays exportateurs de produits agricoles est tout à fait propice à un déplacement des effets néfastes sur la biodiversité et les émissions de GES vers ces pays (voir par exemple (Karsenty, 2016)). L'accroissement des prix de l'accès à l'eau, à l'énergie et aux autres intrants comme les semences, engrais et produits de protection des cultures vont dans le même sens. Ainsi sans modification des déterminants de la consommation, une protection accrue de la biodiversité en Europe par le maintien de systèmes plus extensifs où l'élargissement de zones protégées peut avoir un effet de vases communicants. Agir sur la consommation de terre et les changements d'utilisation des sols hors d'Europe par une politique européenne semble très aléatoire. Ces effets dépendent du fonctionnement des marchés des biens mais aussi des marchés de la terre en Europe et hors d'Europe.

8.2.1.6. La protection de la biodiversité dans une perspective globale

La problématique de la biodiversité est cependant différente du changement climatique, en l'absence d'un étalon permettant de comparer de la forêt amazonienne à des prairies normandes. A l'échelle européenne, seules la baisse de la consommation de produits animaux et l'amélioration des rendements par unité de terre réduisent indirectement ces déplacements aux travers des effets de marché internationaux et au sein de chaque pays. Ainsi la recherche de la compétitivité coût par l'amélioration de la productivité est-elle plutôt favorable pour limiter ces déplacements d'impacts, dans la mesure où la consommation n'augmente pas trop en réponse à la baisse des prix qu'elle induit. La certification d'importations européenne issues de terres hors des zones de

défrichement n'est pas dans ce cas très efficace puisque ce sont alors d'autres productions qui coloniseront probablement ces terres par effet de dominos. La clé du problème se situe largement hors de l'agriculture, dans la capacité des pays concernés à établir et à faire respecter des zones protégées et l'appui que l'EU peut leur apporter. Ces enjeux globaux sont souvent en contradiction avec les enjeux locaux au sein de l'Union européenne. Ces derniers militent le plus souvent sur le maintien ou le développement de systèmes de production peu intensifs en animaux et en intrants par hectare.

Au sein de l'UE, un arsenal juridique important est dévolu à la protection de la biodiversité avec les Directives Oiseaux (1979)¹³ et Habitats (1992)¹⁴ et indirectement la Directive Cadre sur l'Eau (2010)¹⁵ fixant des objectifs de bon état écologique des masses d'eau. Enfin la politique agricole intègre la notion de terre à haute valeur naturelle (HNV) dans les critères d'évaluation de la PAC et d'élaboration des mesures agri-environnementales. Les Directives Oiseaux et Habitats imposent aux Etats membres des obligations d'inventaire, de zonage et de définition d'objectifs de gestion pour ces zones rassemblées dans le réseau Natura 2000, impliquant très souvent l'agriculture résidente ou riveraine. La mise en œuvre de ces objectifs est très largement à la charge des Etats, le budget du programme communautaire LIFE pour la biodiversité et le climat s'élevant à 3,4 milliards d'euros pour la période 2014-2020. Sur la même période le budget européen de la PAC est proche de 400 milliards, dont 95 milliards pour les mesures de développement rural, dont une part significative mais stagnante sera consacrée aux MAEC. La PAC est donc de loin la première politique environnementale européenne. L'introduction de la conditionnalité en 2013 du maintien des prairies permanentes et de surfaces d'intérêt écologique et de l'obligation d'une diversification minimale de l'assolement des terres arables est un progrès notable pour la biodiversité en Europe, car il s'impose à tous les pays. Cependant on peut regretter que les pénalités associées, donc les incitations pour le respect de ces mesures, dépendent des paiements, donc des paiements historiques des Etats ou des Régions, et non pas de la qualité écologique de ces actions. Les MAEC, souvent mobilisées en faveur de la biodiversité cumulent le même type d'inefficacité structurelle, les paiements ne pouvant être fondés que sur un manque à gagner, avec une gouvernance et un cofinancement nationaux ou régionaux où l'objectif global de maintien de la biodiversité est en concurrence avec bien d'autres objectifs d'intérêt local. Le manque d'étalon pour allouer les moyens financiers en fonction de l'objectif est aussi un problème en Europe. Avancer sur la quantification de la biodiversité est nécessaire pour consolider une politique européenne en la matière, allouer et gérer les montants dévolus sur une base cohérente avec leur objectif et une certaine coût-efficacité, et non pas sur des critères agricoles et historiques.

8.2.1.7. L'élevage et le développement des énergies renouvelables

La méthanisation des effluents d'élevage est l'une des techniques présentant le plus fort potentiel d'atténuation des GES dans l'agriculture française (Pellerin *et al.*, 2015). Il n'est pas facile de juger du coût d'abattement associé car le prix de rachat de l'électricité subventionné intègre à la fois un objectif d'atténuation et un objectif d'énergie renouvelable, auquel s'ajoutent des subventions à l'investissement de diverses origines. La méthanisation implique des équipements coûteux. La rentabilité de ces investissements implique l'optimisation technique de leur usage. Pour ce faire l'alimentation du digesteur suppose de mélanger aux effluents animaux des compléments riches en carbone, comme des déchets verts et des cultures. Selon leurs provenances, ces compléments peuvent eux-mêmes être émetteurs de GES et d'autres polluants pour leur collecte et leur production, y compris par le déstockage de carbone des sols. Ainsi l'abattement net est-il très variable d'un projet

¹³ Union Européenne, 1979. Directive 79/409/CEE du Conseil, du 2 avril 1979, concernant la conservation des oiseaux sauvages. *Journal officiel* n° L 103 du 25/04/1979 p. 0001 - 0018.

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31979L0409:FR:HTML>

¹⁴ Union Européenne, 1992. Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. *Journal officiel* n° L 206 du 22/07/1992 p. 0007-0050.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A31992L0043>

¹⁵ Union Européenne, 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. *Journal officiel* n° L 327 du 22/12/2000 p. 0001-0073.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/fr/ALL/?uri=CELEX%3A32000L0060>

à l'autre. Sans régulations des autres sources d'émission, lié au retournement des prairies et l'intensification de la fertilisation des cultures, le seul prix de rachat de l'énergie issue de la méthanisation ne garantit pas un coût d'abattement des GES harmonisé. Enfin, la méthanisation est une activité caractérisée par des économies de taille significatives, car le coût de l'équipement décroît par unité de capacité productive installée. Elle est donc plus rentable pour les grosses exploitations de polyculture élevage, relativement intensives par rapport à la terre, qui ont les ressources pour alimenter leur digesteur avec des coûts de collecte maîtrisés. En Allemagne, face aux questions environnementales et sociales posées par le développement rapide de la méthanisation agricole, les dispositifs de soutiens ont été revus, avec un rééquilibrage au profit des petites exploitations. Le programme français Plan Energie Méthanisation Autonomie Azote¹⁶ est d'emblée moins ambitieux (0.2% de l'électricité en 2020). Il vise à favoriser, par des tarifs de rachat de l'énergie produite différenciés, la part des effluents d'élevage dans les intrants méthanisés et la substitution d'engrais synthétiques par l'azote des digestats de méthanisation.

8.2.2. Les enjeux locaux

Les enjeux locaux sont théoriquement plus faciles à administrer car la population concernée est relativement plus facile à identifier (sauf le cas de consommation de biens paysagers par des touristes). Elle peut s'en remettre à un gouvernement régional ou national pour réguler des effets dont la source est domestique. Les atteintes à la qualité de l'air et de l'eau sont largement imputables à la concentration des productions animales et à la constitution de clusters agroindustriels pour améliorer la compétitivité. La recherche de la croissance économique a souvent dominé l'amélioration de la qualité environnementale locale dans les arbitrages locaux. Ainsi, paradoxalement, les Directives européennes ont été des déterminants majeurs des améliorations de la qualité de l'eau : dans beaucoup de régions, les Directives européennes ont défini une limite entre les droits des agriculteurs sur l'environnement et ceux des autres usagers que les Etats membres sont tenus de faire respecter. Les liens entre les activités humaines, agricoles en particulier, et l'état de l'environnement sont complexes et incertains dans le temps et dans l'espace. Les interactions avec les caractéristiques du milieu naturel sont marquées par des phénomènes d'agrégation et d'atténuation ne permettant pas d'attribuer et d'allouer simplement les variations de l'état de l'environnement aux entreprises qui y contribuent. De plus, aucune de ces entreprises n'a individuellement intérêt à révéler le montant de sa contribution à l'environnement ni le coût de cette contribution à l'autorité régulatrice. Chacune a intérêt à surestimer ses contributions positives et à surestimer leurs coûts d'amélioration de l'environnement afin de tirer le meilleur profit d'une politique de régulation. L'autorité régulatrice se trouve donc dans une situation d'asymétrie d'information. Dans cette situation d'incertitude et de méconnaissance des caractéristiques individuelles des responsables de pollution diffuse, Segerson a posé les bases d'un mécanisme de politique permettant d'approcher l'état de l'environnement souhaité au moindre coût (Segerson, 1988). Appelée taxe ambiante, il s'agit d'un système de bonus-malus appliqué indistinctement à chaque pollueur en fonction de l'état « ambiant » de l'environnement constaté dans la zone considérée. Le principe est d'imposer le même coût/bénéfice marginal d'amélioration de l'environnement à chacun, indépendamment de sa contribution individuelle. L'intérêt de ce mécanisme réside dans l'incitation qu'il procure à chaque pollueur de trouver dans son entreprise, voire auprès de ses voisins, le moyen le moins coûteux d'améliorer son paiement. Ainsi l'entreprise qui peut réduire sa pollution à faible coût le fera, celle pour qui cette réduction est trop onéreuse peut elle-même payer la première pour l'aider à le faire. Aussi élégant qu'il soit, ce dispositif n'a jamais été mis en œuvre. Une large littérature a pourtant détaillé les réglages selon lesquels ces dispositifs pouvaient être mis en œuvre pour s'assurer que le coût global de l'amélioration de l'environnement local n'excède pas son bénéfice et que les changements structurels du secteur agricole dans le temps soient pris en compte (Horan *et al.*, 1998). Les obstacles à un compromis politique autour d'une telle solution sont révélateurs des difficultés de la régulation des pollutions diffuses. Le premier obstacle est d'établir le bénéfice ou le dommage social associé à une variation de l'état de l'environnement, sur lequel baser le calcul du paiement. Cela suppose une monétarisation des coûts et des bénéfices de la qualité de l'air et de l'eau. L'état de l'environnement de référence qui sépare le bonus et le malus doit aussi être décidé : il détermine qui de la collectivité ou du secteur agricole prend à sa charge le coût de l'amélioration. Le deuxième obstacle est de faire

¹⁶ http://www.developpement-durable.gouv.fr/Le-Plan-Energie-Methanisation_32028.html

accepter des paiements qui ne soient pas dépendants de l'importance de la contribution de chacun. Cette caractéristique surprenante du dispositif en fait aussi son intérêt en évitant de débattre des responsabilités historiques des uns et des autres dans l'état de l'environnement pour se focaliser sur les possibilités d'amélioration les moins coûteuses. Il reste cependant difficile politiquement de faire payer la même taxe à des entreprises notoirement vertueuses. D'autant plus que dans une zone en meilleur état, des entreprises moins vertueuses pourraient être payées au titre de la même politique. L'obstacle le plus important est peut-être le manque de connaissance et de maîtrise des agriculteurs eux-mêmes sur leurs contributions à l'état de l'environnement et le coût de leur amélioration. Pour optimiser son comportement, chaque agriculteur doit être en mesure d'anticiper celui de ses collègues soumis à la même politique. Cela est plus difficile quand les déterminants non agricoles de l'état de l'environnement sont plus grands. C'est le cas pour la qualité de l'air où la contribution de l'agriculture est minoritaire et où les perturbations atmosphériques jouent un grand rôle dans la formation et la destination des polluants. Concernant la qualité de l'eau, différentes études récentes menées en économie expérimentales fournissent des résultats encourageants (Suter and Vossler, 2014). Suter et Vossler concluent sur l'intérêt de former les agriculteurs à la compréhension des processus déterminant la qualité de l'eau pour assurer l'efficacité de la taxe ambiante. Inversement, il est probable que la mise en place d'un tel mécanisme soit une puissante motivation pour acquérir ces compétences. En outre, le niveau des taxes ou des paiements ambiants peut fournir un signal adéquat pour l'installation de nouvelles activités dans une zone donnée, sous l'hypothèse que le même mécanisme soit mis en œuvre sur tous les territoires concurrents pour l'accueil de ces activités. De fait d'autres mécanismes économiques finissent par jouer ce rôle en intégrant plus ou moins le coût des contraintes quantitatives associées au maintien de la qualité de l'environnement. Ce peut être le prix de la terre, les coûts associés aux obligations de traitement ou le fardeau administratif pour l'obtention de l'autorisation d'exploiter.

8.2.2.1. Les pressions de l'élevage sur l'eau et l'air

La section 5.4 détaille les principes de régulation choisis au niveau européen. Les Directives ont progressivement intégré les différentes dimensions de la qualité de l'air et de l'eau dans un souci de protection de l'environnement et de la santé de tous les citoyens. Ces obligations de résultats, initiées par la Directive sur la qualité des eaux brutes de 1975¹⁷ ou la Directive NEC sur la qualité de l'air de 2001¹⁸, laissaient une grande marge de manœuvre aux Etats membres sur les modalités pour les atteindre. Avec la Directive Nitrate de 1991, la réglementation européenne choisit d'intervenir directement dans les choix techniques des activités agricoles en fixant un plafond d'azote organique par hectare. Cette orientation est confortée par la Directive de 2010 sur les émissions industrielles¹⁹, avec l'assujettissement des élevages intensifs, en fait des élevages au-dessus d'une certaine taille de cheptel, dans une procédure d'autorisation intégrée. Cette procédure doit notamment prendre en compte tous les risques environnementaux et faire référence dans son instruction à la notion de meilleure technologie disponible pour gérer ces risques. Les plus gros élevages sont donc pointés comme étant générateurs de risques environnementaux et défavorisés vis-à-vis des plus petits. Simultanément les zones les plus denses en élevages au sein de l'UE sont probablement les plus à même de réunir les ressources techniques et administratives pour mettre en œuvre cette Directive. La loi européenne ne dit rien sur l'efficacité économique de sa mise en œuvre. La Directive cadre sur l'eau se limite à imposer la récupération des coûts de la politique auprès des pollueurs. Les coûts à prendre en compte semblent sujet à une assez large interprétation. Cela ne semble pas concerner

¹⁷ Directive n° 75/440/CEE du 16/06/75 concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les Etats membres JOCE n° L 194 du 25 juillet 1975
Est abrogée depuis le 22 décembre 2007 par l'article 22 de la Directive n° 2000/60/CE du 23 octobre 2000 JOCE n° L 327 du 22 décembre 2000.

¹⁸ Union Européenne, 2001. Directive 2001/81/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2001 fixant des plafonds d'émission nationaux pour certains polluants atmosphériques. *Journal officiel* n° L 309 du 27/11/2001 p. 0022–0030.
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:32001L0081>

¹⁹ Union Européenne, 2010. Directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil du 24 novembre 2010 relative aux émissions industrielles (prévention et réduction intégrées de la pollution) Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. *Journal Officiel* n° L 334 du 17.12.2010, p. 17–119
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:32010L0075>

les dépenses de la PAC en faveur de la qualité de l'eau ni l'administration agricole qui les gère. Les mesures agro-environnementales sont d'adoption volontaire. Leur mécanisme permet d'assurer une certaine efficacité coût dans la mesure où les agriculteurs s'auto-sélectionnent. Ils n'acceptent de participer que dans le cas où leur coût de mise en œuvre du cahier des charges est inférieur au paiement offert. Ces dispositifs sont vulnérables à la sélection adverse. Cela signifie que les participants à la mesure ne sont pas les ceux permettant d'atteindre l'objectif environnemental. Concernant la recherche de l'équilibre de la fertilisation, cela peut se produire si les agriculteurs ayant le plus d'excédents sont aussi ceux pour lesquels leur réduction est la plus coûteuse. Ce peut être le cas des éleveurs intensifs qui ont un revenu élevé à l'hectare. Cette difficulté peut être réduite par le ciblage géographique des programmes. Par exemple dans un contexte budgétaire contraint, les aides à la conversion à l'agriculture biologique pourraient être réservées aux zones les plus vulnérables aux produits phytosanitaires, comme les zones de protection de captage. L'autre faiblesse de ces mesures concerne leur difficulté à modifier les pratiques de manière spatialement cohérente, en raison de leur caractère volontaire (Chabé-Ferret *et al.*, 2013). Une autre cause d'inefficacité réside dans le financement des aides du deuxième pilier de la PAC. Leur cofinancement par le budget européen est une incitation forte pour les autorités nationales ou régionales à les mobiliser pour résoudre des questions locales, même si elles ne constituent pas l'instrument de politique le plus approprié. Ainsi la réduction des pollutions diffuses est un objectif prépondérant des mesures agroenvironnementales malgré leur non-conformité au principe pollueur-payeur (Bonnieux *et al.*, 2006).

L'expertise « Elevage et Azote a identifié la concentration géographique des activités d'élevage comme l'une des principales causes des pressions environnementales localisées et des fuites d'azote (Peyraud *et al.*, 2014). Ses effets sur la qualité de l'eau dépendent également de la vulnérabilité des milieux et de leur capacité auto-épuratrice. Agir sur cette cause demande du temps et une continuité dans les politiques. La construction de clusters agroindustriels compétitifs est basée sur des investissements et des relations de proximité de long terme au sein des filières. Ces investissements individuels et collectifs ne sont pas redéployables. La mise en œuvre de nouvelles règles et incitations doit donc d'abord veiller à orienter correctement et clairement les investissements futurs. Les actions à court terme sont d'autant plus coûteuses que les investissements en place sont rentables. L'expertise a également pointé les inefficacités économiques associées à la subvention des dépollutions. Ces subventions peuvent retarder la reconfiguration géographique en offrant des opportunités de profit supplémentaires aux entreprises polluantes en place. Enfin la revue de littérature pointait l'inefficacité des mesures volontaires également en contradiction avec le principe pollueur payeur. Ces mesures sont souvent insuffisantes quand les objectifs environnementaux sont contradictoires avec les intérêts économiques des producteurs. Corrélativement les politiques contraignantes imposent des coûts significatifs aux exploitations en place.

Concernant la qualité de l'eau, ces coûts des politiques contraignantes sont hétérogènes entre bassins versants et entre exploitations d'un même bassin versant. Cela pose à la fois des problèmes d'équité entre agriculteurs et des problèmes d'efficacité. Selon les régions et les pays ces questions ont reçu des réponses très différentes et changeantes au cours du temps. Le problème d'efficacité peut être amélioré en favorisant l'égalisation du coût d'abattement des excédents de minéraux. Cela a été le choix des Pays-Bas et au Danemark avec la mise en place de comptabilités des nutriments et de pénalités sur les excédents, avec des normes différenciées selon la vulnérabilité des zones. Le point important dans ces dispositifs est le fait de laisser les éleveurs choisir le mode de réduction des excédents le moins coûteux. Dans les zones néerlandaises les plus denses et les plus vulnérables, ces coûts se sont cependant avérés insupportables pour les éleveurs, nécessitant des plans sociaux de cessation d'activité à la charge de l'Etat. Par la règle d'harmonie de 2002, la politique danoise a fait le choix d'imposer un lien au sol en propriété, sans restreindre la taille des exploitations. Cela a évité à l'Etat de prendre en charge le coût de la cessation d'activité. La fluidité du marché de la terre a permis à la fois de fortes restructurations et la réalisation d'économies d'échelle. Une partie de ces gains a apparemment alimenté une inflation du prix de la terre, au bénéfice des propriétaires cédants, moins compétitifs compte tenu des plafonds de fertilisation, mais finalement indemnisés par ce biais des contraintes environnementales. Enfin, dans les deux pays, une relocalisation des élevages s'est naturellement produite en réponse aux contraintes différenciées selon la vulnérabilité des milieux. De manière contrastée, les politiques appliquées en France et en Catalogne ne favorisent pas cette égalisation des coûts d'abattement des excédents dans une zone donnée. Dans les deux cas

le gouvernement intervenant directement dans le choix de la méthode de résorption : en organisant le transfert d'effluents vers des exploitations de grandes cultures en Catalogne, en imposant le traitement aux plus grands élevages dans les zones bretonnes en excédent en France, avec une prise en charge d'une partie des coûts par la collectivité.

Une caractéristique de la politique française a été de lier la politique environnementale à la politique structurelle. Une interprétation étroite de la directive Nitrate a longtemps exclu les engrais minéraux de la régulation, ainsi que les exploitations ne détenant pas d'animaux. Parallèlement, l'encadrement de la fertilisation organique est d'une grande précision. En Bretagne, un accompagnement très important des éleveurs a été mis en place dans différents programmes nationaux mêlant persuasion, mesures volontaires d'amélioration de la fertilisation et mesures obligatoires de couverture des sols. Ce dispositif très complexe, basé sur une superposition de zonages, a clairement porté ses fruits du point de vue de la qualité de l'eau, avec quelques points noirs, mais sans doute freiné la restructuration et la compétitivité des filières.

Par souci d'efficacité environnementale, le premier Plan de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricoles (PMPOA) en 1994 subventionnait d'abord les plus gros élevages pour la mise aux normes et leur intégration à la politique de l'eau. Ensuite la circulaire Voynet Le Pensec de 1998, face à la poursuite de la croissance des effectifs porcins dans les cantons en excédent structurel, pénalisa les plus gros élevages en les obligeant à revenir à leur cheptel de 1994 (s'il excédait leur cheptel autorisé) et à traiter leurs effluents. Beaucoup ont interprété cette circulaire et le Décret de 2001 sur le programme d'action nitrate comme une façon de protéger les petits élevages, notamment bovins, de la concurrence des gros élevages porcins pour l'accès aux surfaces d'épandage. Ainsi l'obligation de traitement réservé aux plus gros élevages des zones en excédents structurels, avec des aides de la collectivité, a-t-elle limité la concurrence pour les surfaces épandables, en préservant la production mais sans considération pour l'efficacité économique à court ou à long terme. Depuis 2008, une série de décrets opèrent le relèvement des seuils concernant les Installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) et leurs différents régimes (déclaration, enregistrement, autorisation, enquête publique). Ces évolutions visent à la fois la conformité avec les nouvelles Directives, ainsi que l'allègement des obligations d'élevages de plus en plus grands et le fardeau administratif associé, aussi bien pour l'administration que pour les éleveurs eux-mêmes. Parallèlement, la recherche de l'équilibre de la fertilisation s'oriente comme au Danemark et aux Pays-Bas vers la définition de plafond de fertilisation par zone et par culture, à partir des travaux dans les Groupes Régionaux d'Expertise Nitrates. Au contraire des procédures d'autorisation, cette évolution risque de soutenir l'inflation des coûts de transaction. Il sera nécessaire d'optimiser le système d'inspection et de sanction afin de réduire ces coûts tout en assurant la mise en œuvre de ces nouvelles règles. Comme au Danemark, Comme l'essentiel des coûts du dispositif relève des inspections, cette optimisation pourra passer par l'automatisme des sanctions et une fréquence d'inspection réduite au maximum, en fonction du niveau des sanctions et d'analyse de risques de non-conformité. Pour un dispositif dissuasif, il est en effet nécessaire que le produit de la fréquence d'inspection par le montant de la sanction soit supérieur au gain procuré par le non-respect. La fréquence d'inspection peut donc être d'autant plus faible que la sanction encourue peut être fixée à un niveau plus élevé.

Même si l'agriculture et l'élevage ne sont pas les sources principales de particules fines, les nouvelles connaissances sur les dommages à la santé humaine dus à ces particules présagent des actions et des obligations renforcées dans ce domaine. L'élevage est principalement concerné par les émissions d'ammoniaque en tant que précurseur de particules fines (Sutton *et al.*, 2011). La Directive NEC sur la qualité de l'air de 2001 fixait simplement des plafonds nationaux d'émissions pour l'ammoniaque en raison de ses effets acidifiant, eutrophisant et précurseur d'ozone. La Directive 2008/50²⁰ impose un abaissement des seuils d'émissions, des mesures de la qualité de l'air ambiant et l'information du public. Une actualisation de la Directive NEC est en

²⁰ Union Européenne, 2008. Directive 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. *Journal Officiel L 152 du 11.6.2008*, p. 1-44.
<http://data.europa.eu/eli/dir/2008/50/oj>

préparation. L'étape actuelle est donc de relier les sources d'émissions de particules aux lieux et aux moments où celles-ci atteignent des concentrations alarmantes dans des zones peuplées. Au-delà des installations classées qui se doivent d'utiliser les meilleures technologies disponibles pour réduire ces émissions, des plans d'actions localisés concernant l'ensemble des élevages ne sont pas exclus pour atteindre les objectifs d'abattement. Des analyses technico-économiques sont nécessaires pour déterminer si de telles actions sur l'élevage permettent de réduire le coût total d'abattement pour un objectif donné et dans quelles zones. Pour ce qui concerne l'ammoniac, les conséquences passeraient par des contraintes sur la gestion des effluents, la conception et l'utilisation des bâtiments, avec par exemple l'emploi effectif de laveur d'air. En outre des gains sont peut-être encore possible en termes de réduction de la charge azotée des effluents par l'amélioration génétique, l'alimentation et les pratiques d'élevage. Pour ce qui concerne le travail du sol, elles pourraient passer par des changements d'utilisation du sol potentiellement favorable à la prairie.

8.2.2.2. Les bienfaits de l'élevage sur les sols, les paysages et la biodiversité

Les bienfaits de l'élevage dans les zones agricoles défavorisées (ZAD) sont reconnus dès leur création au sein de la PAC en 1975 (pour une chronologie complète de la PAC, voir (Matthews, 2013)). Le soutien aux exploitations agricoles des zones défavorisées permet de préserver l'espace naturel dans les régions où la production ou l'activité agricole souffre de handicaps naturels. Les premiers paiements sont d'ailleurs calculés par tête de bétail. L'analyse du législateur est alors que, dans ces zones, les contraintes pédoclimatiques ne permettent pas d'activités dommageables à l'environnement (Barnes and Barnes, 1999). Une jointure forte entre l'élevage et les bienfaits environnementaux est donc supposée. Les handicaps naturels font peser un risque d'abandon par l'agriculture de ces zones en raison de la concurrence des plaines qui jouissent d'une productivité plus élevée et de coûts plus bas. Ils rendent nécessaires un soutien pour, entre autres, éviter cet abandon. L'hypothèse de jointure forte ne s'est cependant pas vérifiée. Ainsi même en zone défavorisée, l'accroissement des cheptels et du chargement dans les zones les plus propices, et la poursuite de l'abandon des moins propices, ont conduit le législateur, avec la réforme d'Agenda 2000, à baser les paiements sur la surface avec un plafond de chargement afin de rétablir la jointure présumée. D'abord réservé à la montagne et au piémont, le classement en zone défavorisée a été rendu possible pour des zones défavorisées intermédiaires, menacées d'abandon ou de désertification en raison du retrait de l'agriculture, et pour des zones affectées par des handicaps spécifiques, comme certains espaces littoraux, à haute valeur naturelle ou importantes pour le tourisme.

Dix ans plus tard, par l'article 19 du Règlement 797/85²¹, la PAC autorisait les Pays membres de la CEE à verser des aides agri-environnementales (MAE). Elles seront rendues obligatoires pour les Pays-membres par la réforme Mc Sharry de 1992. Au contraire des paiements aux zones défavorisées, les MAE reconnaissent d'emblée la concurrence entre la production et les bienfaits environnementaux. Si l'agriculture est nécessaire à la fourniture de ces bienfaits, le développement de la production agricole, notamment par l'intensification par rapport à la terre conduit à leur déclin. Il s'agit donc d'une jointure faible. Ainsi les MAE s'adressent à toutes les zones, défavorisées ou non, aussi bien pour lutter contre la déprise agricole que pour éviter une intensification dommageable aux bienfaits environnementaux recherchés. Visant initialement à répondre aux souhaits de certains Pays membres, Royaume-Uni et Pays-Bas notamment, l'absence de cofinancement européen était initialement justifiée. Dans la Réforme Mc Sharry, les MAE, alors qualifiée de mesures d'accompagnement de la réforme de la PAC, visent aussi à maîtriser les volumes de productions par l'extensification des pratiques. C'est peut-être cela qui a motivé le cofinancement européen pour des mesures ne visant initialement que des biens publics locaux.

²¹ Union Européenne, 1985. Règlement (CEE) no 797/85 du Conseil du 12 mars 1985 concernant l'amélioration de l'efficacité des structures de l'agriculture. *Journal Officiel L 93 du 30.3.1985, p. 1-18.*
<http://data.europa.eu/eli/reg/1985/797/oj>

8.3. Conclusions et questions

Les marchés, locaux, européens et mondiaux, sont les principales formes de gouvernances des produits issus de l'élevage, ainsi que de la terre et des matières premières nécessaires à son alimentation. Ces échanges marchands sont soumis à de multiples normes, réglementations, taxes et subventions locales, nationales ou européennes visant la protection des consommateurs et de l'environnement, dans un respect plus ou moins précis des conventions internationales sur le commerce, le climat ou la biodiversité. La modification de chaque politique a des effets domestiques et déplacés sur les ressources au travers de ces échanges difficiles à caractériser. Par exemple Yu et al. à partir d'un modèle global input output multirégional montre que l'UE, au travers de ses consommations de produits issus de l'élevage, mobilise trois fois plus de prairies dans le monde qu'elle n'en possède sur son propre territoire, alors que ses importations de produits issus d'élevages ruminants sont très faibles (Yu *et al.*, 2013). Hubacek et Feng détaillent les sources de divergences entre la simple prise en compte des flux commerciaux dans une filière, comme le fait classiquement l'analyse de cycle de vie (ACV) pour calculer des consommations de ressources ou des émissions polluantes indirectes, liées aux facteurs de production d'un produit, et les effets calculés à partir de la description de la totalité des circuits économiques (Hubacek and Feng, 2016). Les principales divergences proviennent des limites posées par l'ACV sur le périmètre de l'inventaire des flux, négligeant certains coproduits et les ressources nécessaires pour les éliminer ou les transformer en produits consommables. Ainsi, en production animale, le cinquième quartier paraît particulièrement maltraité par les ACV. Si l'UE est plutôt exportatrice nette d'aliments issus de l'élevage, elle est aussi importatrice de certains aliments et de peaux, laine et cuirs issus d'élevages africains ou asiatiques parfois caractérisés par des productivités de la terre très faibles. Quand l'ACV s'arrête à la porte de la ferme de l'élevage européen, elle ne considère pas ces consommations. Inversement, les comptabilités nationales ou continentales sur lesquelles se basent les modèles multi-régionaux peuvent comporter des erreurs liées à des règles comptables différentes d'un pays à l'autre. Ainsi, d'après Hubacek et Feng, il n'est pas exclu que l'UE mobilise des prairies chinoises au travers d'importations de produits manufacturés chinois, dès lors que les déjeuners de ouvriers de ces manufactures sont comptabilisés comme des consommations intermédiaires de ces produits et non comme une consommations alimentaire finale de ces résidents chinois.

La description complète des circuits économiques est également précieuse pour mesurer les conséquences économiques et sociales de différents chocs ou politiques. A partir d'un modèle d'équilibre général calculable dynamique, Gohin et Rault ont ainsi montré que la filière bovin viande souffrirait davantage et plus longtemps que la filière laitière de l'interdiction des mouvements d'animaux suite à une fièvre aphteuse. Les règles actuelles d'indemnisation conduisent pourtant indemniser davantage la production laitière dans un tel cas de figure (Gohin and Rault, 2013). De même l'embargo russe de 2014 sur le lait et les porcs aurait en Bretagne des pertes d'emplois bien supérieures aux seuls emplois agricoles et agroalimentaires, dès lors que l'on tient compte de la baisse des dépenses des personnes qui occupaient ces emplois directs et indirects de l'élevage (Gohin *et al.*, 2016).

L'élaboration et l'application des lois et des politiques sont au cœur des différents rôles, impacts et service de l'élevage décrits dans cette expertise, en arbitrant entre les différents aspects par la réglementation ou des transferts publics. L'analyse multicritère fournit un état des lieux nécessaires à la prise de décisions mais ne permet pas de hiérarchiser et d'agrèger sans éviter les doubles compte ces différents effets où s'oppose fréquemment le local et le global, l'environnement et la production, l'emploi et la rentabilité. C'est l'objectif de l'analyse coût-bénéfice très rare dans la littérature liée à l'élevage, à l'exception de Sutton et al. montrant l'importance relative des impacts sur la santé humaine des particules secondaires liées aux émissions d'ammoniaque dans l'air par l'agriculture et particulièrement l'élevage (Sutton *et al.*, 2011). L'analyse coût bénéfice requiert la monétarisation des effets non marchands afin de les comparer aux effets marchands. L'objectif est d'agrèger tous les effets associés à un changement de situation dans une unité commune : le bien-être des consommateurs citoyens, exprimé en unité monétaire. Ainsi les effets non marchands sont valorisés par le consentement payer des individus. Elle a aussi l'intérêt d'éviter les doubles comptes et d'évaluer de manière cohérente les biens publics, contrairement aux individus qui ne prennent pas en compte le bien-être des autres dans leur contribution volontaire à un bien non rival (Quinet E (coord.), 2013). Cette méthode devient la norme

pour les investissements publics, particulièrement dans le domaine de la protection contre les inondation (directive 2007/60/CE), de l'énergie en application de la directive 2012/27/UE, ou des transports. Le rapport Quinet propose pour la France une série de valeurs tutélaires pour les effets non marchands tels que les émissions de gaz à effets de serre ou la biodiversité prairiale. Les valeurs tutélaires reflètent un consensus scientifique et politique. Leur application à l'évaluation d'actions publiques ou privées constitue une information économique complémentaire utile mais dont il faut connaître le domaine de validité spatial et temporel. En outre, sans repondération issue d'un arbitrage politique, l'analyse coût-bénéfice pondère les préférences des individus en fonction de leurs revenus, privilégiant donc le bien-être des plus riches (Adler *et al.*, 2014).

Références bibliographiques

Adler, M.D.; Hammitt, J.K.; Treich, N., 2014. The social value of mortality risk reduction: VSL versus the social welfare function approach. *Journal of Health Economics*, 35: 82-93. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhealeco.2014.02.001>

Ahearn, M.C.; Yee, J.; Korb, P., 2005. Effects of differing farm policies on farm structure and dynamics. *American Journal of Agricultural Economics*, 87 (5): 1182-1189. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-8276.2005.00805.x>

Bamière, L.; De Cara, S.; Pardon, L.; Pellerin, S.; Samson, E.; Dupraz, P., 2014. Les coûts de transaction privés sont-ils un obstacle à l'adoption de mesures techniques d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre dans le secteur agricole? *Notes et études socio-économiques*, 38: 53-71. <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/nese140638A3.pdf>

Barnes, P.M.; Barnes, I.G., 1999. *Environmental policy in the European Union*. Cheltenham, UK: Edward Elgar, 360 p.

Bernués, A.; Olaizola, A.; Corcoran, K., 2003. Extrinsic attributes of red meat as indicators of quality in Europe: an application for market segmentation. *Food Quality and Preference*, 14 (4): 265-276. [http://dx.doi.org/10.1016/s0950-3293\(02\)00085-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0950-3293(02)00085-x)

Bonnieux, F.; Dupraz, P.; Latouche, K., 2006. *Experience with Agri-Environmental Schemes in EU and Non-EU Members*: Notre Europe, 14 p. https://www.researchgate.net/publication/228428652_Experience_with_Agri-Environmental_Schemes_in_EU_and_Non-EU_Members

Bouamra-Mechemache, Z.; Zago, A., 2015. Introduction: Collective action in agriculture. *European Review of Agricultural Economics*, 42 (5): 707-711. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/jbv027>

Breen, B.; Hennessy, T.; Donnellan, T.; Hanrahan, K., 2013. *Tools and policies for agricultural risk management Rural Economy and Development Programme*, Teagasc, 37 p. http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/158686/2/Ben_Breen_AES_conference_paper_BenBreen.pdf

Bureau, J.-C.; Fontagné, L.; Jean, S., 2015. L'agriculture française à l'heure des choix. *Les notes du conseil d'analyse économique*, n°27 (décembre): 12 p. <http://www.cae-eco.fr/IMG/pdf/cae-note027v2.pdf>

Cafiero, C.; Capitanio, F.; Cioffi, A.; Coppola, A., 2007. Risk and crisis management in the reformed European agricultural policy. *Canadian Journal of Agricultural Economics/Revue canadienne d'agroeconomie*, 55 (4): 419-441. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7976.2007.00100.x>

Chabé-Ferret, S.; Desjeux, Y.; Dupraz, P.; Subervie, J., 2013. Adoption et efficacité des mesures agri-environnementales. *Le développement rural en Europe. Quel avenir pour le deuxième pilier de la Politique agricole commune ?* : Peter Lang, 205-226. <http://www.peterlang.com/index.cfm?event=cmp.ccc.seitenstruktur.detailseiten&seitentyp=produkt&pk=75528&cid=367>

Chakir, R.; De Cara, S.; Vermont, B., 2011. Émissions de gaz à effet de serre dues à l'agriculture et aux usages des sols en France: une analyse spatiale. *Economie et statistique*, 444 (1): 201-221. http://www.persee.fr/doc/estat_0336-1454_2011_num_444_1_9651

Chatellier, V.; Gagné, C., 2012. Les logiques économiques de la spécialisation productive du territoire agricole français. *Innovations Agronomiques*, n°22: 185-203. http://www.inra.fr/ciag/colloques_agriculture/polyculture_elevage

Chavas, J.P., 2008. A Cost Approach to Economic Analysis Under State-Contingent Production Uncertainty. *American Journal of Agricultural Economics*, 90 (2): 435-466. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-8276.2007.01118.x>

Chavas, J.P.; Kim, K.; Lauer, J.G.; Klemme, R.M.; Bland, W.L., 2001. An Economic Analysis of Corn Yield, Corn Profitability, and Risk at the Edge of the Corn Belt. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 26 (1): 230-247. <http://www.jstor.org/stable/40987105>

Cheptea, A.; Emlinger, C.; Latouche, K., 2015. Multinational Retailers and Home Country Food Exports. *American Journal of Agricultural Economics*, 97 (1): 159-179. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aau017>

Dakpo, K.H.; Jeanneaux, P.; Latruffe, L., 2016. Greenhouse gas emissions and efficiency in French sheep meat farming: A non-parametric framework of pollution-adjusted technologies. *European Review of Agricultural Economics*. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/jbw013>

De Cara, S.; Vermont, B., 2011. Policy Considerations for Mandating Agriculture in a Greenhouse Gas Emissions Trading Scheme: A comment. *APPLIED ECONOMIC PERSPECTIVES AND POLICY*, 33 (4): 661-667. <http://dx.doi.org/10.1093/aep/prr027>

Dervillé, M., 2012. *Territorialisation du secteur laitier et régimes de concurrence, le cas des montagnes françaises et leur adaptation à l'après-quota*. Sciences Economiques et Sociales, AgroParisTech, Paris.

Desjeux, Y.; Dupraz, P.; Kuhlman, T.; Paracchini, M.L.; Michels, R.; Maigne, E.; Reinhard, S., 2015. Evaluating the impact of rural development measures on nature value indicators at different spatial levels: Application to France and The Netherlands. *Ecological Indicators*, 59: 41-61. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.014>

Dollé, J.B.; Faverdin, P.; Agabriel, J.; Sauvart, D.; Klumpp, K., 2013. Contribution de l'élevage bovin aux émissions de GES et au stockage de carbone selon les systèmes de production. *Fourrages*, 215: 181-191. <http://www.civ-viande.org/wp-content/uploads/2014/04/02-Dolle-GES.pdf>

Dong, F.; Hennessy, D.A.; Jensen, H.H.; Volpe, R.J., 2016. Technical efficiency, herd size, and exit intentions in U.S. dairy farms. *Agricultural Economics*, 47 (5): 533-545. <http://dx.doi.org/10.1111/agec.12253>

Duvaleix-Tréguer, S.; Gagné, C., 2016. On the nature and magnitude of cost economies in hog production. *Agricultural Economics*, 47 (4): 465-476. <http://dx.doi.org/10.1111/agec.12245>

Espinosa-Goded, M.; Barreiro-Hurlé, J.; Dupraz, P., 2013. Identifying additional barriers in the adoption of agri-environmental schemes: The role of fixed costs. *Land Use Policy*, 31: 526-535. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.08.016>

Fuzeau, V.; Dubois, G.; Théron, O.; Allaire, G., 2012. *Diversification des cultures dans l'agriculture française—état des lieux et dispositifs d'accompagnement*. Paris: Commissariat Général au Développement Durable, Collection «Études et documents» du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable du Commissariat Général au Développement Durable, 22 p. http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/E_D_67_diversification_des_cultures_16_07_2012.pdf

Gagné, C.; Larue, B., 2016. Quality Standards, Industry Structure, and Welfare in a Global Economy. *American Journal of Agricultural Economics*. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aaw039>

Gaigné, C.; Le Mener, L., 2014. Agricultural Prices, Selection, and the Evolution of the Food Industry. *American Journal of Agricultural Economics*, 96 (3): 884-902. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aat080>

Gohin, A., 2006. Assessing CAP reform: Sensitivity of modelling decoupled policies. *Journal of Agricultural Economics*, 57 (3): 415-440. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1477-9552.2006.00058.x>

Gohin, A., 2009. Le bilan de santé de la politique agricole commune : faut-il des exceptions au traitement général ? *Économie & prévision*: 1-19. <http://dx.doi.org/10.3406/ecop.2009.7921>

Gohin, A.; Bareille, F.; Cariou, S.; Dupraz, P.; Chouteau, R.; Duflot, B.; Rubin, B., 2016. *Les emplois liés aux filières de l'élevage en Bretagne: état des lieux quantitatif et qualitatif* Études et documents (Commissariat général au développement durable), 132 p. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Les-emplois-lies-aux-filieres-de-l.html>

Gohin, A.; Rault, A., 2013. Assessing the economic costs of a foot and mouth disease outbreak on Brittany: A dynamic computable general equilibrium analysis. *Food Policy*, 39: 97-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2013.01.003>

Gorbachev, O., 2011. Did Household Consumption Become More Volatile? *American Economic Review*, 101 (5): 2248-70. <http://dx.doi.org/10.1257/aer.101.5.2248>

Horan, R.D.; Shortle, J.S.; Abler, D.G., 1998. Ambient taxes when polluters have multiple choices. *Journal of Environmental Economics and Management*, 36 (2): 186-199. <http://dx.doi.org/10.1006/jeem.1998.1041>

Hou, Y.; Bai, Z.; Lesschen, J.P.; Staritsky, I.G.; Sikirica, N.; Ma, L.; Velthof, G.L.; Oenema, O., 2016. Feed use and nitrogen excretion of livestock in EU-27. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 218: 232-244. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.11.025>

Hubacek, K.; Feng, K., 2016. Comparing apples and oranges: Some confusion about using and interpreting physical trade matrices versus multi-regional input-output analysis. *Land Use Policy*, 50: 194-201. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.09.022>

Huffman, W.E.; Evenson, R.E., 2001. Structural and productivity change in US agriculture, 1950–1982. *Agricultural Economics*, 24 (2): 127-147. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1574-0862.2001.tb00019.x>

Karsenty, A., 2016. The World Bank's endeavours to reform the forest concessions' regime in Central Africa: Lessons from 25 years of efforts. *International Forestry Review*, 18 (S1): 16 p. <http://agritrop.cirad.fr/582059/>

Lang, A.; Perrot, C.; Dupraz, P.; Tregaro, Y.; Rosner, M., 2015. *Les emplois liés à l'élevage français*. Paris: GIS Elevage demain, 444 p. (rapport+annexes). <https://www.gis-elevages-demain.org/Media/fichiers/Rapport-final-Emplois-lies-a-l-elevage>

Latouche, K.; Rainelli, P.; Vermersch, D., 1998. Food safety issues and the BSE scare: some lessons from the French case. *Food Policy*, 23 (5): 347-356. [http://dx.doi.org/10.1016/s0306-9192\(98\)00048-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0306-9192(98)00048-7)

Le Goffe, P., 2013. *La directive nitrates, incompatible avec l'élevage? Le cas de la France et des pays d'Europe du nord*. (Policy paper). <http://www.notre-europe.eu/011-16129-La-directive-nitrates-incompatible-avec-l-elevage.html>

<http://www.eng.notre-europe.eu/011-16131-The-Nitrates-Directive-incompatible-with-livestockfarming.html>

Liu, B.Y.; Shumway, C.R., 2016. Substitution elasticities between GHG-polluting and nonpolluting inputs in agricultural production: A meta-regression. *Energy Economics*, 54: 123-132. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eneco.2015.10.002>

Lorenzi, F., 2016. L'application différenciée des quotas laitiers en montagne: une expérience de territorialisation des droits à produire. *Colloque SFER Libéralisation des Marchés Laitiers*. Clermont-Ferrand, 9-10 juin 2016, 21 p. http://www.sfer.asso.fr/content/download/6520/55555/version/1/file/lml2016_c1b_lorenzi.pdf

MacDonald, J.M., 2009. *The transformation of U.S. livestock agriculture : scale, efficiency, and risks* / James M. MacDonald and William D. McBride. Washington, D.C.: U.S. Dept. of Agriculture, Economic Research Service, Economic information bulletin., 40 p. <http://purl.umn.edu/58311>

Matthews, A., 2013. *Greening agricultural payments in the EU's Common Agricultural Policy*. (2013). <http://www.fupress.net/index.php/bae/article/view/12179>

McCorriston, S.; Morgan, C.W.; Rayner, A.J., 2001. Price transmission: the interaction between market power and returns to scale. *European Review of Agricultural Economics*, 28 (2): 143-159. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/28.2.143>

Moro, D.; Sckokai, P., 2013. The impact of decoupled payments on farm choices: Conceptual and methodological challenges. *Food Policy*, 41: 28-38. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2013.04.001>

Mottet, A.; Henderson, B.; Opio, C.; Falcucci, A.; Tempio, G.; Silvestri, S.; Chesterman, S.; Gerber, P.J., 2016. Climate change mitigation and productivity gains in livestock supply chains: insights from regional case studies. *Regional Environmental Change*: 1-13. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-016-0986-3>

Okrent, A.; Alston, J., 2012. *The demand for disaggregated food-away-from-home and food-at-home products in the United States*: USDA-ERS, USDA-ERS Economic Research Report, 69 p. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.2171315>

Pellerin, S.; Bamière, L.; Pardon, L., 2015. *Agriculture et gaz à effet de serre : dix actions pour réduire les émissions*. Versailles: Quae (*Matière à débattre et décider*), 200 p.

Perrot, C.; Chatellier, V.; Gouin, D.M.; You, G., 2016. Le secteur laitier français est-il compétitif face à la concurrence européenne et mondiale ? *Colloque SFER Libéralisation des Marchés Laitiers*. Clermont-Ferrand, 9-10 juin 2016, 26 p. http://www.sfer.asso.fr/content/download/6515/55540/version/1/file/lml2016_a3_perrot.pdf

Peyraud, J.L.; Cellier, P.; Donnars, C.; Vertès, F.; Aarts, F.; Béline, F.; Bockstaller, C.; Bourblanc, M.; Delaby, L.; Dourmad, J.Y.; Dupraz, P.; Durand, P.; Faverdin, P.; Fiorelli, J.L.; Gagné, C.; Girard, A.; Guillaume, F.; Kuikman, P.; Langlais, A.; Le Goffe, P.; Le Perchec, S.; Lescoat, P.; Morvan, T.; Nicourt, C.; Parnaudeau, V.; Rechauchère, O.; Rochette, P.; Veysset, P., 2014. *Réduire les pertes d'azote dans l'élevage*. Editions Quae (*Matière à débattre et décider*). <http://www.quae.com/fr/r3898-reduire-les-pertes-d-azote-dans-l-elevage.html>

Quinet E (coord.), 2013. *L'évaluation socioéconomique des investissements publics*: Commissariat général à la stratégie et à la prospective, Rapports & Documents, 351 p. <http://www.strategie.gouv.fr/publications/evaluation-socioeconomique-investissements-publics-tome1>

Ribaudo, M.; Greene, C.; Hansen, L.; Hellerstein, D., 2010. Ecosystem services from agriculture: Steps for expanding markets. *Ecological Economics*, 69 (11): 2085-2092. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.02.004>

Samson, E.; Van der Werf, H.M.; Dupraz, P.; Ruas, J.-F.; Corson, M.S., 2012. Estimer les impacts environnementaux des systèmes de production agricole par analyse de cycle de vie avec les données du Réseau d'information comptable agricole (RICA) français. *Cahiers Agricultures*, 21 (4): 248-257. <http://dx.doi.org/10.1684/agr.2012.0581>

Schmitt, G., 1991. Plenary paper 2: Why is the agriculture of advanced Western economies still organized by family farms? Will this continue to be so in the future? *European Review of Agricultural Economics*, 18 (3-4): 443-458. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/18.3-4.443>

Segerson, K., 1988. UNCERTAINTY AND INCENTIVES FOR NONPOINT POLLUTION-CONTROL. *Journal of Environmental Economics and Management*, 15 (1): 87-98. [http://dx.doi.org/10.1016/0095-0696\(88\)90030-7](http://dx.doi.org/10.1016/0095-0696(88)90030-7)

Sorgho, Z.; Larue, B., 2014. Geographical indication regulation and intra-trade in the European Union. *Agricultural Economics*, 45 (S1): 1-12. <http://dx.doi.org/10.1111/agec.12125>

Suter, J.F.; Vossler, C.A., 2014. Towards an Understanding of The Performance of Ambient Tax Mechanisms in The Field: Evidence from Upstate New York Dairy Farmers. *American Journal of Agricultural Economics*, 96 (1): 92-107. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aat066>

Sutton, M.A.; Howard, C.M.; Erisman, J.W.; Billen, G.; Bleeker, A.; Grennfelt, P.; van Grinsven, H.; Grizzetti, B., 2011. *The European nitrogen assessment. Sources, effects and policy perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, 612 p.

Tangermann, S., 2011. *Risk management in agriculture and the future of the EU's Common Agricultural Policy*. Geneva: ICTSD International Centre for Trade and Sustainable Development, International Centre for Trade and Sustainable Development. Issue Paper, 39 p. <http://www19.iadb.org/intal/intalcdi/PE/2011/08441.pdf>

Tirole, J., 2009. *Politique climatique : une nouvelle architecture internationale*. Paris: La Documentation française, 357 p. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/02-16.pdf>

Trouvé, A.; Dervillé, M.; Gouin, D.M.; Pouch, T.; Briot, X.; Fink-Kessler, A.; Kroll, J.C.; Lambaré, P.; Rat-Aspert, O., 2016. *Étude sur les mesures contre les déséquilibres de marché: Quelles perspectives pour l'après quotas dans le secteur laitier européen ? Synthèse*. Paris: Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, (SP-DGPAAT-2014-027), 26 p. http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/synthese_etude_desequilibres_de_marche15062016.pdf

Trouvé, A.; Kroll, J.C., 2013. Lecture critique d'une dérégulation des marchés: le cas de la suppression des quotas laitiers. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 3 (1): 115-124. http://www.agronomie.asso.fr/fileadmin/user_upload/Revue_AES/AES_vol3_n1_juin2013/AES_vol3_n1_pdf/AES_vol3_n1_11_Trouve_Kroll.pdf

Van Herck, K., 2014. *Assessing efficiencies generated by agricultural producer organizations*. Bruxelles: European Commission, DG Competition, 36 p. http://ec.europa.eu/competition/publications/agricultural_producers_organisations_en.pdf

Vermont, B.; De Cara, S., 2010. How costly is mitigation of non-CO2 greenhouse gas emissions from agriculture? A meta-analysis. *Ecological Economics*, 69 (7): 1373-1386. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.02.020>

Weiss, C.R., 2001. On flexibility. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 46 (3): 347-356. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-2681\(01\)00183-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-2681(01)00183-4)

Yu, J.Y.; Bouamra-Mechemache, Z., 2016. Production standards, competition and vertical relationship. *European Review of Agricultural Economics*, 43 (1): 79-111. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/ibv004>

Yu, Y.; Feng, K.; Hubacek, K., 2013. Tele-connecting local consumption to global land use. *Global Environmental Change*, 23 (5): 1178-1186. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.04.006>

Conclusion

Coordinateurs :

Rodolphe Sabatier, Pierre Dupraz, Bertrand Dumont

Avec la contribution de l'ensemble des experts

Sommaire

1. Contexte européen	1016
2. Un bouquet composé de multiples services difficiles à hiérarchiser et à agréger	1018
3. Identification des manques et des pistes pour la recherche	1025

1. Un contexte européen...

...qui souligne le niveau élevé mais très hétérogène de la consommation de produits animaux par les européens

L'élevage est une des activités les plus structurantes des territoires ruraux en Europe. On y recense en effet 2,6 millions d'exploitations d'élevage ou de polyculture-élevage soit 54% des exploitations européennes pour une SAU cumulée de 88 millions d'hectares dont 60 Mha de prairies et parcours (soit la moitié de la surface agricole et 16% du territoire total européen). Ces exploitations se caractérisent par leur extrême diversité reflétant la grande hétérogénéité des territoires dans lesquelles elles s'inscrivent ainsi que la diversité des habitudes alimentaires des européens. Les consommations alimentaires présentent en effet une très grande hétérogénéité tant dans la structure des apports protéiques que dans les volumes concernés : un Roumain boit en moyenne 10 fois moins de lait qu'un Irlandais, un Français mange trois fois plus de fromage que son voisins Espagnols, tandis qu'un Polonais consomme deux fois moins de viande et de lait qu'un Danois. La part des protéines animales dans les différents régimes alimentaires européens évolue peu depuis 20 ans : elle reflète surtout les habitudes alimentaires des Européens ainsi que la diversité des histoires et des cultures alimentaires régionales. Au-delà de cette forte hétérogénéité intra-européenne de la consommation, l'analyse de la consommation moyenne montre la part importante des protéines animales dans le régime alimentaire des Européens. On constate ainsi qu'en moyenne les Européens mangent par habitant deux fois plus de protéines issues d'animaux terrestres que la moyenne mondiale. Cette forte consommation concerne presque toutes les viandes et les produits laitiers, mais moins les œufs. Comparé à l'Amérique du Nord, le régime alimentaire des Européens est nettement plus riche en viande porcine et en produits laitiers et deux fois moins riche en viande bovine et de volailles. La consommation de volaille croît cependant, et ce partout en Europe, bien que cette croissance soit proportionnellement moindre que dans le reste du monde.

Ces dernières années, deux phénomènes sociaux semblent marquants dans l'évolution de la consommation de produits animaux en Europe. D'une part, une certaine « désanimalisation » de la consommation carnée traverse globalement tous les régimes occidentaux et se traduit par une substitution des viande rouges par des viandes blanches (et poissons), par un poids croissant des produits transformés dans lesquels la référence à l'animal est invisibilisée, mais aussi par la progression des sources protéiques issues de la pêche, de l'aquaculture et des végétaux. D'autre part, le développement des aliments à base de produits animaux sous signes de qualité montre l'attrait des européens pour les produits à valeur patrimoniale, voire gastronomiques et pour des modes de production mieux-disant en termes de qualité qui s'inscrit dans un contexte critique vis-à-vis de l'alimentation industrialisée (suite aux crises sanitaires à répétition). Au niveau de l'UE, les indications géographiques (IG) représentent environ 10% des fromages consommés et entre 2 et 6% des viandes et préparations à base de viandes pour l'année 2011. L'agriculture biologique croît également, malgré une part encore très modeste dans la production (<5% et qui concerne surtout le lait liquide et les œufs).

...et met en évidence des flux de produits animaux importants entre pays de l'UE

En Europe, la consommation intérieure de produits alimentaires d'origine animale repose presque exclusivement sur la production intra-européenne, mais les flux entre pays membres sont très nombreux, en croissance et de grande importance. Le Danemark et les régions spécialisées dans l'élevage comme la Bretagne ou la Catalogne exportent ainsi plus de la moitié de leur production, de même la quasi-totalité du lait produit en Irlande part vers l'étranger. Ces circulations reflètent une combinaison de stratégies industrielles différenciées et d'habitudes

alimentaires différentes, en interaction avec les politiques économiques et environnementales locales ou nationales, certaines importations étant ré-exportées après transformation. Quelques grandes multinationales européennes de l'agroalimentaire ont ainsi un rayonnement mondial, tandis que la grande majorité des acteurs des filières animales reste de taille modeste et ancrée dans des marchés nationaux. Parmi les « nouveaux » pays membres, seule la Pologne prend une place significative dans la production, l'élargissement de l'UE ayant surtout bénéficié aux exportations des pays de l'Europe du Nord et de l'Ouest.

Les exportations extra-communautaires représentent peu de volumes, mais elles constituent la part la plus dynamique du marché. Les exportations de l'UE en lait et viande de porc ont nettement augmenté entre 2010 et 2014, mais ont subi depuis des ruptures, avec par exemple l'embargo russe de 2014 sur les produits alimentaires, qui a souligné l'instabilité de ces débouchés. Cependant, ils restent fortement portés par la croissance démographique et le développement urbain des pays émergents. La déstabilisation qui résulte de ces variations de demandes d'importations adressées à l'UE révèle la fragilité de certains élevages dans le contexte très concurrentiel de son marché intérieur, caractérisé par une demande intérieure globalement stable.

...qui place la densité animale et l'alimentation des cheptels comme principaux déterminants des impacts environnementaux

Les économies d'échelle dans le transport et l'agroalimentaire favorisent les logiques d'agglomération géographique en agriculture se traduisant par la concentration des animaux dans des bassins de production restreints : 30% des animaux d'élevage vivent ainsi sur une surface qui ne représente que 11% du territoire agricole européen. Dans ces zones, les fortes densités entraînent des pollutions de l'eau par les nitrates et phosphates, des pollutions du sol par les agents pathogènes et résidus médicamenteux (antibiotiques) ou alimentaires (métaux lourds, phosphore) qui se retrouvent dans les effluents, et des pollutions par émissions d'ammoniac et de particules fines dans l'air. Les réglementations environnementales ont cherché à limiter la densité par hectare des animaux en mettant en place des quotas d'animaux ou d'effluents épandables (plafond d'apport d'azote organique). Ces réglementations ont limité le développement de la production dans les zones denses et parfois provoqué des relocalisations d'élevages pour abaisser la charge polluante des territoires denses, les plus touchés par les pollutions. A ce jour, les effets de ces rééquilibres restent cependant limités : par exemple, l'élevage continue de décliner dans les zones favorables aux grandes cultures, du fait d'un contexte économique et politique favorable à ces dernières et d'une plus grande vivabilité de ces systèmes. A l'inverse les zones à forte densité animale ne voient généralement pas cette densité baisser. Par ailleurs, l'échelle régionale des statistiques masque des situations locales beaucoup plus contrastées, avec en particulier la progression des élevages intensifs hors sol. Ceux-ci concernaient principalement la volaille et les porcs, mais ils touchent dorénavant l'élevage bovin laitier avec le développement des « fermes-usine ».

Pour nourrir le cheptel, l'élevage utilise environ les deux tiers de la surface agricole européenne, et importe 70% des aliments riches en matière protéique (tourteaux et graines oléagineuses, protéagineux, farines de poisson, luzerne déshydratée, ...). Il permet cependant également de valoriser des territoires peu ou pas propices aux cultures végétales. La part des surfaces associées à cette alimentation animale a pris une grande importance dans les débats globaux. Ces derniers concernent notamment la sécurité alimentaire en raison de la concurrence pour le foncier entre la production d'aliments du bétail pour des consommateurs aisés et de cultures vivrières pour des consommateurs pauvres. Les demandes foncières pour les productions animales sont aussi mises en cause dans la déforestation avec ses implications en termes de déstockage de carbone et de perte irréversible de biodiversité quand elle touche les massifs les plus anciens. Ces débats sont clairement posés depuis une dizaine d'années. L'évaluation de l'allocation optimale des surfaces, de la consommation en ressources des différents types de cultures et d'élevages, et les choix stratégiques les plus judicieux à faire restent controversés au sein de la communauté scientifique. Une première raison de cette controverse vient du choix des unités fonctionnelles, à savoir ramener les émissions polluantes ou consommation de ressources de l'élevage aux

quantités produites ou aux surfaces nécessaires à la production. Ce choix conditionne fortement le classement des systèmes ou des modes de productions les plus « vertueux ». Une seconde raison réside dans la difficulté à quantifier les services environnementaux des prairies et des paysages bocagers associés aux activités d'élevage. Par exemple le rôle des prairies permanentes dans la séquestration du carbone varie fortement selon les types de couverts et leur mode de conduite, en interaction avec les conditions pédoclimatiques.

Ainsi, si l'on s'en tient à une approche d'efficacité alimentaire de l'élevage (qui ne prend pas en compte la qualité des protéines animales consommées, ni la composition des produits), les monogastriques ont un rendement énergétique et protéique en général supérieur à celui des ruminants. Il faut cependant garder à l'esprit qu'au-delà du simple rendement, les deux groupes d'animaux valorisent des ressources différentes : l'alimentation des monogastriques est jusqu'ici très majoritairement constituée de grains et de tourteaux provenant de terres arables, qui pourraient plus facilement être utilisées directement pour l'alimentation humaine. En revanche, les ruminants sont capables de transformer de l'herbe en protéines, et peuvent être majoritairement ou exclusivement nourris à l'herbe. A ce jour, les bovins consomment toutefois près du quart des aliments concentrés en Union Européenne. Cette part de l'herbe est très variable dans leur alimentation. Des études ont par ailleurs tracé et mesuré les flux intercontinentaux d'aliments ou de nutriments afin d'estimer l'empreinte d'un système alimentaire global qui connecte les différents continents. Le poids relatif de ces échanges, convertis en surfaces cultivées ou pâturées, varie d'un facteur 10 selon les types d'aliments considérés. Ainsi, la forte dépendance de l'élevage européen aux importations d'aliments protéiques pour les aliments concentrés, est à mettre en regard de l'ensemble des fourrages consommés par les animaux (incluant le maïs ensilage, les céréales et protéagineux, les prairies et parcours) qui fournissent en réalité l'essentiel des apports pour les ruminants. Au-delà du commerce d'aliments du bétail, les surfaces externalisées associées à la consommation de produits animaux peuvent varier du tout au tout selon les hypothèses de rendements et d'affectation des terres aux différents produits d'origine animale. Ceci ne remet nullement en cause l'intérêt de ces modélisations globales, mais invite à regarder avec attention les hypothèses et la signification des données statistiques, variables d'un pays à l'autre, qui sous-tendent leurs quantifications.

2. Un bouquet composé de multiples services difficiles à hiérarchiser et à agréger...

L'objectif du vaste tour d'horizon des impacts et services issus des élevages européens était d'établir un bilan des effets positifs et négatifs de l'élevage dans chaque territoire afin d'instruire des priorités d'action pour les décideurs publics ou privés. Or, chaque dimension étudiée – climat, biodiversité, emploi, travail, patrimoine, santé et bien-être animal, consommation, développement territorial – s'est révélée incontournable sans qu'aucune hiérarchie entre ces dimensions ne puisse, à priori, se justifier. De plus, ces dimensions sont difficiles à agréger : les effets positifs de l'élevage sur les unes ne compensent pas ses effets négatifs sur les autres ; à l'inverse certains systèmes d'élevage ayant certains effets négatifs fournissent aussi des effets positifs non substituables. L'expertise a également souligné la difficulté d'obtenir des résultats généralisables tant la diversité des territoires et des systèmes d'élevages génère des bouquets de services contrastés. Par ailleurs, les études réalisées aux échelles les plus englobantes ne prennent en compte que l'effet des systèmes dominants, alors que certains systèmes de niche, encore minoritaires dans les territoires, permettent des bouquets de services plus équilibrés. Enfin, les évaluations, fussent-elles multicritères et basées sur des indicateurs validés, expriment *in fine* un jugement de la part de l'évaluateur. Les indicateurs permettent d'objectiver les différentes dimensions étudiées mais impliquent cependant des simplifications qui ne sont pas neutres. Les jugements issus ou induits par ces évaluations varient aussi selon les échelles d'analyse, et le choix des seuils au-delà desquels ces indicateurs varient relève souvent d'un choix empirique, politique ou sociétal plus que d'une réalité objective. Ainsi, même si la pluralité des méthodes et leur développement récent permettent d'approcher de manière de plus en plus précise les impacts et services issus des élevages, il reste délicat de dégager un résultat agrégé fiable et

consensuel. L'approche du problème par une expertise collective (qui diffère fondamentalement d'une évaluation par sa méthode) ne permet pas de trancher ces questions d'agrégation, de pondération ou de hiérarchisation entre critères.

...mettant en relief de multiples arbitrages,

- *Arbitrage production-environnement*

Cela dit, l'expertise collective a permis de recenser les associations entre services et impacts les plus fréquemment observés. La littérature scientifique rapporte ainsi d'avantage de situations de concurrence que de synergies entre les services issus de l'élevage. Les travaux pointent ainsi de manière récurrente les antagonismes entre de forts niveaux de production animale et certains services de support et de régulation de l'environnement. Les effets non marchands comme les services de régulation et les services culturels, sont plus souvent conciliables entre eux. La comparaison de deux des territoires types mis en avant par cette ESCO (« territoires à vocation productive », « territoires herbagers autonomes » et « territoires où cohabitent cultures et élevage » ; voir chapitre 6) illustre bien ces grandes tendances. Les territoires à forte densité animale ont développé une capacité de production élevée basée sur un tissu agro-industriel dense et un fort recours aux intrants de synthèse et aux importations. Ce fort recours aux intrants permet de s'affranchir des limites productives du milieu. Ces territoires supportent également des pressions environnementales locales dépassant souvent la capacité de régulation des milieux. A l'inverse, dans les territoires herbagers, et notamment en montagne, les systèmes d'élevage se construisent sur un lien plus fort aux ressources locales. Les volumes produits sont alors limités par la capacité productive du milieu. Ces systèmes ont des impacts environnementaux modérés, à la mesure des capacités de régulation des milieux et maintiennent ainsi les services environnementaux liés aux prairies, aux parcours et aux paysages. La filière avale de ces territoires herbagers se développe généralement en appui à ces systèmes ; elle peut notamment valoriser (et contractualiser) les savoir-faire locaux et l'utilisation de ressources locales au travers d'un cahier des charges de qualité, comme dans le cas de la plupart des AOP.

- *Arbitrage effets locaux-effets globaux*

A cet antagonisme entre production et impacts environnementaux locaux se superpose l'opposition entre effets globaux et locaux : les systèmes très productifs sont souvent les plus efficaces en termes d'indicateurs globaux, en particulier pour les émissions de gaz à effet de serre des ruminants ramenées aux quantités produites. Dans les systèmes très productifs, on cherche à optimiser l'alimentation des animaux de manière à exprimer au mieux leurs aptitudes de production et permettre une croissance rapide ; ceci réduit simultanément les intrants nécessaires à la production d'un kg de carcasse ou de lait et les pollutions liées aux déjections des animaux. Les fortes densités animales observées dans les territoires accueillant de tels systèmes induisent néanmoins de forts impacts par unité de surface sur la qualité de l'eau, de l'air et la biodiversité. A l'inverse, les services favorables à l'environnement local sont associés aux systèmes d'élevage liés au sol (extensifs ou certifiés en agriculture biologique, label rouge ou produits d'appellation d'origine, systèmes de polyculture-élevage). Le coût environnemental de ces pratiques par kilo produit peut en revanche être plus élevé, notamment pour les monogastriques, du fait d'un cahier des charges contraignant à l'utilisation de plus de surface par animal et de races animales moins productives auquel s'ajoute l'effet d'une plus grande longévité dans le cas spécifique des volailles de chair et des porcins. Les ruminants, en particulier en élevage allaitant, ont également des niveaux d'émission de GES élevés. Cependant les exploitations d'élevage extensif sont compatibles avec une conduite des prairies et pâturages permanents permettant une séquestration annuelle du carbone compensant une part significative des émissions exprimées en équivalent CO₂. Un calcul des émissions nettes tenant compte de cette séquestration est délicat car il doit tenir compte des épisodes de déstockage qui peuvent affecter ces surfaces sur une durée compatible avec le calcul du potentiel de réchauffement global des émissions en équivalent CO₂,

durée qui est en général de 100 ans. Les élevages de ruminants extensifs, basés sur l'utilisation de fourrages, ont moins recours aux concentrés dont les intrants de production peuvent présenter divers types d'impacts environnementaux négatifs, dont l'utilisation de pesticides). Compte tenu du poids des références historiques dans les aides PAC, les systèmes intensifs reçoivent en moyenne plus d'aides à l'hectare, alors qu'ils génèrent les impacts environnementaux locaux les plus forts ; tandis que les systèmes extensifs participent à l'entretien des paysages et prairies, avec des effets positifs en termes de biodiversité et de séquestration du carbone. Les systèmes extensifs reçoivent quant à eux davantage d'aides couplées à la production alors qu'ils émettent plus de gaz à effet de serre par unité produite. La distribution des aides PAC semble ainsi discutable, au moins pour les effets environnementaux. La nouvelle PAC décidée fin 2013 devrait atténuer ce problème par la convergence des paiements de base à l'hectare. Il faut signaler que paradoxalement les paiements dédiés au verdissement échappent à cette convergence. En outre la nouvelle PAC a maintenu la possibilité de paiements couplés au cheptel. Comparée à celle de paiements découplés d'un montant égal, l'efficacité de telles aides pour le soutien des revenus des agriculteurs est discutée, car une partie de ces aides est transmise via les effets prix aux secteurs d'amont et d'aval. En outre l'application d'une politique de taxation proportionnelle aux émissions de gaz à effet de serre dans l'agriculture, comme cela se met en place dans d'autres secteurs, conduirait logiquement à taxer les animaux plutôt qu'à les subventionner.

- *Arbitrages compétitivité-emploi*

Les arbitrages entre la compétitivité sur les marchés et l'emploi sont équivoques. L'agrandissement des ateliers d'élevage et le confinement des cheptels est la voie historiquement suivie dans le but d'améliorer la compétitivité-coût des exploitations par la substitution du capital au travail. Ce mouvement est globalement destructeur d'emplois dans l'élevage, y compris dans une situation de croissance de la production comme en témoigne l'analyse des statistiques européennes sur les 15 dernières années pour les secteurs laitier, porcine et avicoles. Cependant du point de vue régional, la recherche de la compétitivité-coût va de pair avec des économies d'agglomération dans l'agriculture et l'agroalimentaire, et donc génère une concentration locale des emplois, stratégique socialement pour les collectivités concernées. Le maintien du niveau d'emploi dans les exploitations agricoles passe cependant par l'accroissement continu de leur production pour absorber les gains de productivité du travail. Si l'intensification des élevages est présentée comme une voie pour améliorer les conditions de travail ou encore la productivité du travail, le processus d'industrialisation de l'élevage peut également détériorer le travail en élevage du fait de l'augmentation du nombre d'animaux par travailleur, du manque de temps, de la répression de l'affectivité dans le travail, de l'altération du rapport à soi et aux autres, de la souffrance des animaux. Dans les élevages extensifs les conditions de travail des éleveurs seraient améliorées en termes de volumes et de durées du travail, mais au prix d'un accroissement de la charge mentale.

La différenciation des produits offre une alternative à l'accroissement de la production pour sortir de l'opposition entre compétitivité et emploi : la meilleure valorisation de produits sur des marchés de niches, qui peuvent être néanmoins de taille conséquente, permet souvent de mieux rémunérer les acteurs de ces filières. Au-delà des soutiens publics, cette stratégie nécessite une coordination forte entre agriculteurs, transformateurs et distributeurs ; à ce jour celle-ci est plus ou moins efficace, par exemple en ce qui concerne la diversité des AOP fromagères françaises.

La taille, la productivité et la présence de signes de qualité dans leur gamme de produits apparaissent donc comme les trois principaux critères de performance des entreprises agroalimentaires. Ils peuvent être compatibles. En revanche, la concentration des entreprises de la transformation et de la distribution conduisent à un déséquilibre du rapport de force au détriment des éleveurs qui se voient alors imposer des prix bas. Les coopératives agricoles et, plus récemment, les organisations de producteurs ont vocation à contrecarrer ce pouvoir de marché de l'aval. La réforme de la PAC de 2013, à la suite du paquet-lait de 2010, permet à ces

organisations agricoles d'organiser la commercialisation et de déroger au droit de la concurrence dans des limites spécifiées. La rigidité de la demande est une des conditions pour induire une meilleure répartition de la valeur ajoutée pour les éleveurs ; elle caractérise davantage les marchés régionaux et nationaux de biens sous signes de qualité que les produits standards qui restent assujettis à la concurrence mondiale.

- *Arbitrage risques naturels-risques économiques*

Un autre grand type d'arbitrages concerne les sources de risques. Les élevages herbagers sont dépendants des risques climatiques locaux, en particulier les sécheresses estivales qui peuvent fortement pénaliser la pousse de l'herbe et la constitution de stocks pour l'hiver. En revanche, ils sont plus autonomes sur le plan de l'alimentation du bétail et donc moins dépendants des fluctuations de prix des matières premières. Les élevages avicoles en plein air subissent pour leur part l'effet de périodes de confinement liées à des épizooties comme la grippe aviaire. A l'inverse, les élevages confinés s'affranchissent pour une large part des conditions climatiques locales puisqu'ils s'approvisionnent majoritairement sur les marchés mondiaux. Ce faisant, ils sont sensibles aux fluctuations de prix, et donc par ricochets, à des aléas climatiques, économiques ou géopolitiques opérant à des échelles beaucoup plus larges. Leurs animaux à hauts potentiels de production semblent également davantage sensibles à ces variations de leur alimentation, et plus exposés aux risques sanitaires. Les arbitrages sur les risques donnent lieu à des politiques et à un encadrement juridique, actuellement favorables aux productions de masse. Réduire ou couvrir les risques passe par exemple par des assurances récolte, subventionnées par la PAC, ou des marchés à terme. Ces instruments ne concernent pas les prairies, ni les productions locales ou mineures qui ne constituent pas de fait un marché conséquent pour les assureurs et les opérateurs financiers. Pour couvrir plus équitablement l'ensemble des territoires et des productions de l'élevage, les outils publics et privés doivent donc évoluer. Les possibilités offertes par les technologies de l'information permettent déjà l'apparition d'assurances indicelles, par exemple l'assurance prairies offerte par un assureur français et basée sur un contrôle de la pousse de l'herbe par télédétection qui montrent des perspectives d'évolutions intéressantes de la prise en compte du risque.

Les entreprises agricoles européennes, de petites tailles et caractérisées par des capitaux principalement familiaux, sont très sensibles à la volatilité des prix. Découlant des réformes de la PAC abaissant les tarifs douaniers et les restitutions aux exportations qui mettaient les agriculteurs européens à l'abri des fluctuations du marché mondial, ce risque annoncé est partiellement atténué par des paiements découplés indépendant des productions et des prix et constituant en moyenne un tiers du revenu agricole. L'ampleur des variations de prix depuis une dizaine d'année a cependant continué à animer le débat académique et politique sur la PAC et le risque. Un retour à des prix garantis est défendu par certains. Cela implique une politique fine de maîtrise de la production afin de ne pas transférer sur nos partenaires extra européens nos variations de production, susceptibles de provoquer comme autrefois très fortes variations des prix internationaux. D'autres s'inspirent du modèle américain de politique contra-cyclique, i.e., un soutien public accru en période de prix faibles, combiné avec une subvention aux assurances agricoles dont l'effet distorsif sur les marchés mondiaux est également avéré. Surtout, les politiques contra-cycliques supposent une réactivité du financement de la politique agricole peu compatible avec les procédures de décisions dans l'UE. Ceux qui assument l'ouverture de l'agriculture européenne aux marchés mondiaux s'interrogent sur la meilleure combinaison d'instruments d'assurance et de couverture du risque de marché et donc du soutien public à leur apporter. Ces instruments englobent les marchés à terme, le stockage public et les subventions au stockage privé, la création de fonds de mutualisation agricole mobilisant l'épargne des agriculteurs, jusqu'aux assurances revenus qui pourraient être basées sur des indices de marges calculés à partir d'indices de prix non manipulables par les assurés, sous réserve d'attirer des opérateurs financiers extra-agricoles comme pour les marchés à terme. Concernant la mise en place de la nouvelle PAC, il faut signaler que la stabilisation des marchés est une mission assignée aux organisations de producteur qui peuvent gérer des stocks et négocier pour le compte de leurs membres sur les prix, les quantités et la qualité. Il est trop tôt pour évaluer leur efficacité dans ce domaine qui dépend des productions et du contexte

technique et économique de chacune. A cet égard aussi, l'interprofession du lait Comté qui organise les relations verticales entre affineurs, fruitières et producteurs laitiers fait figure de réussite, mais sa reproductibilité dans d'autres contextes semble limitée.

... pilotés par des politiques publiques,

Les politiques nationales sont des leviers importants de l'adaptation des systèmes d'élevage aux enjeux économiques et environnementaux. Les politiques de soutien aux zones agricoles défavorisées, cofinancées par la PAC depuis les années 1970, reconnaissent l'intérêt social, territorial et environnemental de l'élevage dans les montagnes et autres zones à handicap naturel. Sa mise en œuvre par chaque Etat membre est facultative. En France notamment elle a été revalorisée à chaque réforme de la PAC, illustrant la persistance d'un consensus politique en faveur de ces zones. D'abord payée à la tête de bétail, elle a ensuite été payée à l'hectare sous condition de chargement afin de maintenir les bienfaits de l'élevage en termes d'occupation de l'espace. Dans la nouvelle PAC, elle reste modulée selon le chargement et elle est dégressive avec la surface de l'exploitation visant aussi à conserver un nombre élevé d'exploitants. Les politiques nationales diffèrent aussi dans les zones non défavorisées. Au Danemark, l'accent a été mis sur l'acquisition de terres par les éleveurs pour l'épandage et sur la délocalisation hors du pays de la phase d'engraissement des porcelets, tout en organisant la sortie des élevages peu rentables ou hors des normes environnementales. En Irlande, le projet de développement des productions de ruminants se fonde sur l'intensification de la prairie permanente et la réalisation d'économies d'échelle tout au long des filières. Il mise sur des conditions particulièrement favorables à la pousse de l'herbe et sur la bonne image des produits qui en sont issus (*Green products*) et assume jusqu'ici le risque de dégradation de la qualité des eaux et de la biodiversité, et l'accroissement des émissions nationales de gaz à effet de serre. Notamment l'augmentation du nombre d'animaux ne peut qu'affecter l'inventaire national de GES. Cette contradiction apparente entre intensification et promotion de produits verts révèle probablement une vraie marge de manœuvre au sein des systèmes irlandais, comme en témoigne leur demande de dérogation à la directive nitrate qui implique un maintien du taux de prairie permanente et de la qualité de l'eau. En revanche les éventuelles atteintes à la biodiversité et au stock de carbone des prairies ne font pas l'objet d'engagements formels et sont plus difficiles à vérifier.

Enfin, ces choix engagent les acteurs dans un moyen terme. Les investissements irrécupérables des exploitations d'élevage, comme les bâtiments, les salles de traite, les équipements de stockage ou de traitements des effluents, verrouillent certaines orientations techniques et productives. Ainsi les voies d'amélioration doivent-elles aussi prendre en considération les pas de temps long. C'est d'ailleurs un des reproches fait aux mesures agroenvironnementales de la PAC dont la contractualisation à court terme (alliée à leur faible niveau d'incitation) met à mal les stratégies à long terme de préservation des milieux naturels, notamment les prairies permanentes.

... et des marges de manœuvre dans la diversité des systèmes d'élevage locaux

Les exemples du Danemark et de l'Irlande développés au paragraphe précédent illustrent ainsi deux trajectoires que peuvent prendre les filières d'élevage pour concilier enjeux environnementaux et économique, partant d'un système de type « productif » (Danemark) ou « herbager-autonome » (Irlande). Ces dynamiques intéressantes ne sont cependant pas transposables à toutes les régions d'élevage Européennes caractérisées par une très grande hétérogénéité, reflet d'une grande diversité de conditions pédoclimatiques et d'environnements socio-économiques entre les territoires. Cette diversité entre régions contribue au patrimoine culturel européen en produits, spécialités culinaires et paysages auxquels participent les animaux et qui est en partie reconnu et protégé au niveau européen (AOP, IGP) et international (Unesco). Au-delà de ces reconnaissances institutionnelles, les aspects patrimoniaux de l'élevage, sont également enracinées dans certaines pratiques comme la transhumance et traditions festives ou comme les courses de taureaux. La richesse culturelle associée à l'élevage va souvent de pair avec une richesse écologique, l'élevage contribuant à maintenir de nombreux

écosystèmes à haute valeur patrimoniale (e.g. plaine de la Crau, prairies de marais ou d'estives). Elle participe aussi à la vitalité du tissu rural que ce soit directement (dans les exploitations et les filières) ou indirectement (tourisme).

Au sein de chaque système type, on observe une grande diversité de système d'élevage diversité de systèmes d'élevage s'accompagnant d'un ensemble de nuances quant aux arbitrages entre les dimensions du bouquet de services (cf les cas-types du chapitre 5 et l'encadré suivant). Cette diversité reflète la grande flexibilité des systèmes d'élevage opérant à plusieurs niveaux. Ainsi, la flexibilité des pratiques d'alimentation des animaux permet de valoriser une très grande diversité de ressources incluant des fourrages grossiers pour les ruminants, des co-produits de l'industrie agro-alimentaire, voire des déchets alimentaires pour les porcins. Certaines formes d'élevage avancées dans la transition agroécologique se révèlent être productives et économiquement rentables en substituant des processus biologiques aux intrants chimiques, ainsi qu'en fournissant différents services environnementaux à la société dans son ensemble (e.g. prairie diversifiée gérée en pâturage tournant). La fréquente non-linéarité des relations entre les services d'approvisionnement et différents services culturels, de support ou de régulation permet de définir des niveaux auxquels on peut accroître un type de service sans pour autant détériorer l'autre. Il semble par ailleurs plus aisé de trouver un arbitrage favorable à la préservation de l'environnement lorsque la production est modérément impactée. La probabilité d'obtenir un compromis est également accrue lorsque les différents acteurs en présence n'ont pas d'intérêts directs (propriétés, revenus) dans l'usage des ressources en compétition. Il en est de même lorsqu'on prend en compte le point de vue de l'ensemble des acteurs d'un territoire dans une démarche de co-construction de solutions « acceptables » pour tous, et lorsque l'on s'affranchit de l'idée que le service de production devrait être systématiquement prioritaire vis-à-vis de la fourniture des autres services écosystémiques.

Différentes voies d'amélioration qui mettent en œuvre des leviers techniques ou organisationnels se dessinent ainsi à l'intérieur des territoires où la complémentarité entre différents types de systèmes de production peut devenir source de synergies. Les systèmes de polyculture-élevage représentent par exemple une sorte « d'idéal agronomique » dans lequel les animaux valorisent des ressources produites localement sur des surfaces qu'ils fertilisent grâce à leurs déjections ? La complémentarité entre élevage et cultures peut s'organiser à l'échelle de l'exploitation, et ceci tant pour les systèmes ruminants que monogastriques. Lorsque des contraintes de travail, d'investissements, ou tout simplement d'attrait des éleveurs pour telle ou telle production génèrent des verrous difficiles à dépasser, l'organisation des interactions à l'échelle du territoire entre systèmes spécialisés de cultures et d'élevage peut permettre d'atteindre les mêmes formes de complémentarité entre production animale et végétale. Une organisation raisonnée de la coexistence de différentes formes d'élevages et de cultures et de leurs interactions offre notamment des possibilités de mutualisations ou des complémentarités pour la gestion des effluents, l'approvisionnement en fourrages ou concentré, voire une utilisation des terres de cultures pas les animaux après la récolte (intercultures, pâturage des chaumes). En dehors des milieux remarquables (qui eux demandent une certaine homogénéité), la diversification des usages agricoles au sein des territoires par l'association de différents niveaux d'intensité d'utilisation des ressources qui accroît l'hétérogénéité des milieux a également un effet positif sur la biodiversité ; la présence d'infrastructures naturelles (haies, bosquets, mares, etc.) et de prairies permanentes au sein d'un espace intensément cultivé offre des habitats, réservoirs alimentaires, corridors qui sont autant de moyens de préserver la biodiversité susceptible de fournir divers services de support et de régulation.

La coexistence entre différents systèmes de productions animales et végétales dans des systèmes territoires offre également des opportunités pour préserver le patrimoine local grâce à des logiques commerciales de différenciation de gamme de produits, pour accroître la complémentarité entre l'industrie et l'élevage susceptible de valoriser ses co-produits. Elle offre également un renforcement des liens entre ville et campagne pour l'approvisionnement alimentaire. La possibilité pour l'élevage local (et plus largement l'agriculture locale) de fournir une offre diversifiée de produits, par exemple dans des « drive fermiers », bénéficie à la dynamisation des

systèmes agri-alimentaires locaux, la flexibilité de l'aval de la filière capable de valoriser les produits animaux sous une grande diversité de forme (ex : filière laitière) également. Capitaliser sur cette diversité de systèmes au sein des territoires fournit de nombreux leviers d'action pour dépasser les multiples arbitrages au-delà de la simple « optimisation » des systèmes dominants.

Quelques stéréotypes à nuancer.

L'élevage a été soumis à de nombreuses critiques au cours des dernières années (e.g. Livestock Long Shadow). Ces critiques, souvent reprises sans nuance peuvent entraîner des discours caricaturaux sur l'élevage. Sans nier les impacts négatifs de l'élevage, ni survaloriser les impacts positifs, cette expertise a été l'occasion de répreciser et de nuancer certains stéréotypes. Par exemple, **affirmer que les systèmes très productifs sont nécessairement ceux qui polluent le plus est contredit par les calculs d'impacts par unité de produit** qui ont été fortement réduits au cours des dernières décennies. De même affirmer que ces systèmes sont les plus efficaces est contredit par les estimations des coûts environnementaux totaux. **Ainsi le débat demande de préciser la référence et le périmètre auxquels on se rapporte** : les niveaux d'impact diffèrent fortement entre effets locaux et effets globaux. Pour les effets locaux, **la sensibilité des milieux à une perturbation est à prendre en compte pour mieux interpréter les résultats** : par exemple, les ACV évaluent souvent l'**impact potentiel** d'un système qu'il est nécessaire de resituer pour éviter toute normativité. Ainsi selon l'unité à laquelle on rapporte les indicateurs (kg de produits, surface utilisée, ...) et le niveau d'organisation auquel on se place (territoire national, département, petite région agricole, les évaluations peuvent apparaître contradictoires et induisent des biais d'interprétation. De même, **affirmer que l'élevage est néfaste à la sécurité alimentaire à partir de modélisations sur l'occupation des terres** est réducteur par manque d'information sur les autres composantes de la sécurité alimentaire (accès à la nourriture et qualité des aliments) et sur les sources d'aliments pour bétail (coproduits de l'industrie agroalimentaire, valorisation de terres faiblement productives). **Le rôle de l'élevage comme cause majeure du déclin de la biodiversité** s'explique par le poids des cultures destinées à l'alimentation animale. Or l'élevage a la particularité de créer et de maintenir des écosystèmes particuliers que sont les prairies. En Europe (et sauf cas très particulier) ces systèmes ne pourraient se maintenir que dans de rares cas en dehors des activités d'élevage, l'évolution naturelle de ces écosystèmes étant la fermeture progressive des milieux vers des écosystèmes forestiers. Les prairies accueillent ainsi une biodiversité extrêmement riche tant floristique que faunistique ayant évolué conjointement avec les pratiques agricoles depuis des millénaires. De nombreux paysages (et la biodiversité qui leur est associée) comme les prairies d'Alpage, les estives du Massif Central et des Pyrénées,, les marais de la façade Atlantique ou les garigues ouvertes méditerranéennes ne pourraient ainsi pas se maintenir sans l'élevage. Autre exemple : l'ESCo a montré que les **systèmes herbagers, contrairement à une idée reçue, ne sont pas minoritaires, ni peu rentables économiquement.**

3. Identification des manques et des pistes pour la recherche

Une grille de lecture complémentaire : la santé et la nutrition

L'expertise n'a pas abordé deux domaines d'impacts à savoir la santé et la nutrition humaines car ces domaines étaient hors du cahier des charges transmis par les commanditaires. Ces domaines sont néanmoins omniprésents dans les débats médiatiques et scientifiques actuels. Les maladies chroniques liées à l'alimentation sont devenues un enjeu majeur de santé publique. L'excès de consommation de viande rouge et de charcuteries est souvent mis en avant dans les facteurs de risque des maladies cardio-vasculaires et des cancers. La responsabilité, dans ces maladies, des produits transformés qui incorporent plutôt des viandes blanches est également étudiée. Inversement la contribution importante des produits animaux à la fourniture de protéines de haute qualité, de minéraux et de nombreux micronutriments et vitamines est également régulièrement rappelée par les nutritionnistes. Les qualités nutritionnelles des viandes et des produits laitiers produits à base d'herbe sont elles aussi soulignées dans de nombreuses études dont les résultats sont convergents. Mais les conditions de préservation de cette qualité au long de la filière jusqu'à l'aliment ingéré ne sont pas vraiment connues.

Toujours sur le registre de la santé, l'utilisation de pesticides en élevage et plus généralement en agriculture est un domaine qui reste encore peu étudié, cependant les situations d'exposition sont nombreuses pour le consommateur comme pour les professionnels, concernent beaucoup de produits et d'opérations techniques et de travailleurs (éleveurs, salariés, techniciens). Cela soulève parfois également des contradictions entre santé humaine et environnement. Plus spécifique à l'élevage est la question de l'utilisation des antibiotiques en élevage et du coût induit pour la société du développement d'antibio-résistances.

Des travaux récents des scénarisations prospectives faisant varier les niveaux de consommation en produits animaux ont souligné la sensibilité des impacts environnementaux à une réduction de la part animale des régimes alimentaires et aux substitutions entre types d'animaux. Ce pan de recherche est actuellement dynamique sans pour autant faire consensus (approches normatives, non contrefactuelles...). L'alimentation apparaît comme un moyen de réorienter les systèmes d'élevage, quand les politiques agricoles et environnementales peinent à le faire. Cette stratégie, relayée par de nombreux acteurs de la société civile, se traduit par des scénarios ou des injonctions à réduire notre consommation en produits animaux, en général, et surtout en produits carnés. Si un consensus semble émerger sur l'intérêt d'une réduction de la part de produits carnés dans l'alimentation, les débats restent nombreux sur l'importance et les macro-conséquences que peut revêtir cette baisse, les résultats dépendant très fortement des scénarios de production considérés ainsi que de la méthodologie d'estimation des impacts. Un état de l'art exhaustif des connaissances sur ce sujet ainsi que sur les scénarios d'exploration des futurs possibles reste nécessaire, notamment dans un contexte d'évolution forte de l'offre d'alternatives aux protéines animales considérées dans cette expertise (poissons, insectes, protéines végétales). Il n'en demeure pas moins que (i) la situation actuelle n'apparaît pas viable sur le long terme, notamment au regard de l'accroissement attendu de la population mondiale et que (ii) de par la capacité des animaux d'élevage à valoriser des milieux difficiles et des coproduits de l'industrie agro-alimentaire, il existe de nombreuses formes d'élevage qui ne rentrent pas en compétition avec l'alimentation humaine.

La question de l'abattage des animaux a également pris récemment une place importante dans les débats de société. Diverses options alternatives au système actuel sont envisagées notamment pour permettre à l'éleveur de mieux maîtriser cette étape de la production (e.g. abattoirs mobiles permettant un abattage à la ferme) mais il n'existe pour le moment que peu d'études scientifiques sur le sujet.

Ces champs d'investigation apparaissent une prolongation complémentaire au tour d'horizon de la présente expertise.

Encadré 2. Incertitudes, controverses scientifiques, lacunes principales par type d'impact

- **Sur la biodiversité** : la préservation de la variabilité génétique intra-population chez les animaux d'élevage ; l'impact de l'élevage sur la biodiversité faunistique et en microorganismes, caractériser la relation non linéaire entre intensité des pratiques agricoles et biodiversité, les relations élevage prédateurs ; lever l'ambiguïté entre hétérogénéité et fragmentation des paysages.
- **Sur la qualité de l'air** : la production de facteurs d'émission spécifique à chaque type d'élevage, l'identification des « meilleures techniques disponibles » pour réduire la production et la dispersion des particules secondaires ; l'évaluation du rôle de l'élevage sur les émissions de particules...
- **Sur l'utilisation des surfaces agricoles** : la consolidation des approches et estimations, prise en compte des conséquences globales de choix locaux
- **Sur l'indépendance stratégique de l'Europe** : les conséquences de l'importation massive de protéines végétales pour nourrir les animaux européens
- **Sur la consommation d'énergie** : le calcul de coefficients énergétiques des intrants en élevage ; l'évaluation multicritère des performances de la méthanisation,
- **Sur le climat** : la séquestration du carbone, les émissions suivant les pratiques alimentaires et de gestion des effluents
- **Sur les intrants**: le potentiel des coproduits, des légumineuses, les estimations des flux transcontinentaux mais aussi locaux et régionaux.
- **Sur le sol** : incertitudes sur les évolutions de la qualité des sols liées à la conduite des animaux ; manques sur la vie du sol et son lien à l'élevage
- **Sur les produits**: les connaissances sur les marchés des produits animaux non alimentaires (cuirs, peaux), sous-produits et déchets ; connaissance sur les produits ultra-transformés contenant des ingrédients issus de l'élevage.
- **Sur l'emploi et le travail** : les abattoirs, les déterminants de la détérioration du travail en élevage, l'évaluation des conduites d'élevage simplifiées et des conséquences de l'usage de technologies numériques sur le travail, la santé des travailleurs...
- **Sur la santé animale** : le devenir des pathogènes et résidus alimentaires et médicamenteux dans le biome et les hôtes opportunistes des animaux ; l'évaluation des risques zoonotiques, les comparaisons entre systèmes d'élevage...
- **Sur les filières agricoles**: la contribution des filières à l'économie locale (notamment en raison de la faiblesse de la comptabilité publique régionale, surtout en France), la répartition de la valeur au sein des filières
- **Sur le bien être** : identification de critères de bien-être spécifiques aux élevages extensifs ; de critères permettant de comparer systèmes extensifs et intensifs ; conditions de vie et d'abattage des animaux.
- **Sur le droit** : la question des choix techniques opérés au nom voire à la place des citoyens ; les outils d'encadrement des productions extensives ; Le statut des effluents ; les outils de préservation des sols agricoles ; l'encadrement des risques (normes et étiquetage) ; l'encadrement de l'adoption de comportement écologiques par les consommateurs, les éleveurs... ;
- **Sur les approches patrimoniales** : les activités liés au cuir, plumes, laine et l'artisanat, le statut du foncier dans le pastoralisme, l'élevage dans les économies de subsistance, les pratiques urbaines...
- **Sur les loisirs** : économie touristique, tourisme équestre, élevage et agriturismo

Enjeux méthodologiques relatifs à la quantification des services

Tout au long de l'expertise, les quantifications se sont heurtées à de nombreuses limites méthodologiques. Ces limites ne sont pas propres à la question de l'élevage mais leur omniprésence dans les débats ne permet pas de les passer sous silence. Sans chercher l'exhaustivité, nous en listons donc ici les principales :

- *Le prix, un indicateur synthétique mais partiel* : Une partie des rôles, impacts et services rendus par l'élevage et ses produits peut être appréhendée par le biais de la métrique « prix ». Cette variable relativement intégrative montre cependant de nombreuses limites. En effet, parmi les cinq domaines que nous avons examinés, deux d'entre eux, la production et la consommation d'intrants, correspondent à des biens échangés sur des marchés. On peut y ajouter l'emploi auquel un marché peut (dans une certaine mesure) être rattaché. Pour ces produits et facteurs de production marchands, les prix peuvent être considérés comme une variable intégratrice de nombreuses propriétés que les fournisseurs et acheteurs définissent et acceptent. Cela ne signifie pas qu'il n'y ait pas de vice ou de qualité cachée, mais la régulation du contenu et de l'étiquetage des produits vise à réduire ces difficultés. Le consentement des consommateurs à payer un prix supérieur pour des attributs de qualité reflète certaines dimensions sociales et environnementales des produits ou de leur processus de production. Enfin, les prix dépendent aussi des politiques sanitaires, sociales, fiscales et environnementales qui présentent de fortes spécificités nationales et régionales. Ils intègrent par exemple les coûts associés aux respects de réglementations. Ainsi, la variable prix, bien qu'imparfaite (car dépendant notamment fortement de la répartition de la richesse dans la filière) est une variable qui intègre plusieurs dimensions. C'est de plus une donnée largement disponible et de ce fait fréquemment utilisée pour comparer les performances d'entreprises aux productions et aux facteurs de productions très divers.

- *La difficile mesure des externalités et des biens à caractère public* : en revanche, pour **les externalités** (e.g. pollution des eaux) et **les biens à caractère public** (e.g. paysage), le lien entre les émetteurs et les bénéficiaires ne fait pas aussi facilement l'objet d'un accord entre les parties concernées. D'une part il s'agit souvent d'entités multidimensionnelle et les préférences vis-à-vis de ces différentes dimensions varient d'une personne à l'autre ; or contrairement à celle d'un bien privé, la consommation d'un bien public ou l'exposition à une externalité n'est généralement pas facultative (e.g. pollution) et toute action pour les réguler suppose une concertation et un accord entre ces personnes avant même de s'adresser à celles qui peuvent modifier ce bien ou cette externalité. D'autre part, la définition et la mesure de ces dimensions peut être entachée d'incertitudes scientifiques qui peuvent être investies par différentes parties pour faire valoir leurs préférences.

L'exemple de la biodiversité illustre bien ces caractéristiques. La biodiversité, qui est à la base du fonctionnement des écosystèmes et donc des services qu'ils rendent peut être perçue de manières très diverses, la biodiversité floristique, entomologique ou faunistique recherchée par l'écologue, le naturaliste, ou le gestionnaire de milieux naturels ou de territoires (cf parcs naturels) peut représenter une contrainte pour l'agriculteur. L'intérêt du bocage a par exemple bien du mal à faire consensus entre les différents acteurs. Entretenu par les agriculteurs, et notamment les éleveurs, les haies offrent des services support comme l'habitat d'une flore et d'une faune diversifiée, des services de régulation notamment au niveau des composantes climatiques et des services culturels à travers la beauté scénique du paysage. La biodiversité accrue induite par le maillage bocager comme la modification du microclimat (comparée à une continentalisation), éléments positifs pour l'environnement peuvent aussi induire des impacts négatifs sur la production agricole.

L'intervention publique (collectivités, Etat ou des Etats pour les enjeux globaux) vise donc à réguler ces biens publics et externalités en situation de connaissances incomplètes, et de divergences de points de vue entre les différentes parties. Sa première tâche est de les caractériser par des indicateurs acceptables par le plus grand nombre. La deuxième est d'établir les chaînes de causalité conduisant à ces bienfaits ou

nuisances. La troisième est de choisir l'instrument de politique le mieux adapté. Chaque étape comporte des difficultés méthodologiques qui se répercutent sur les autres.

- *Les données, moteur de l'évaluation* : les données les plus abondantes et les plus précisément renseignées correspondent généralement aux flux marchands, d'où une tendance naturelle à évaluer des indicateurs de pression par le biais des flux marchands plutôt que des indicateurs d'impacts (par exemple évaluer la pollution par le biais des « ventes totales de produits phytosanitaires »). Les données relatives à des indicateurs d'impacts sont en effet peu abondantes, surtout lorsque l'on s'intéresse à des évaluations à large échelle. Le choix de l'indicateur dépend ainsi souvent de la disponibilité de la donnée plus que de la pertinence de l'indicateur en tant que tel. Sur l'exemple de la biodiversité, on constate par exemple que la majorité des études mobilisant des indicateurs d'impacts s'appuie sur l'indicateur « oiseaux communs », un indicateur qui peut être pertinent mais qui est surtout le seul disponible avec une bonne couverture, à de larges échelles et de manière homogène.
- *Au-delà des indicateurs, un problème de causalité* : Au-delà de la question du choix des indicateurs, le principal problème tient dans la faible corrélation entre les décisions prises au niveau de l'agriculteur ou de la filière et les impacts environnementaux. Les chaînes de causalités entre événements sont en effet généralement longues et chaque maillon n'est que partiellement déterministe. Les dynamiques en jeu sont multifactorielles, incluant de nombreuses boucles de rétroactions et embranchements. Il en résulte des réponses souvent décalées dans le temps en lien à une forte inertie des systèmes mais surtout dont la temporalité est très hétérogène d'un territoire à l'autre ce qui rend la lecture des effets de l'élevage sur les territoires encore plus difficile. A cela s'ajoute nombreuses corrélations ne reflétant aucun lien de cause à effet (ex: variables influencées par une même variable tierce).
- *La tentation du « tout modèle »* : une manière de se saisir de cette complexité souvent rencontrée dans la littérature est de recourir à la modélisation. La modélisation est en effet une manière de réduire l'incertitude à des événements probabilistes prédictibles (voire d'exclure du modèle toute incertitude) et ainsi de faire émerger des tendances et de comparer des scénarios. Cependant, ces approches restent très dépendantes de la donnée primaire sur lesquelles elles s'appuient et des hypothèses sous-jacentes (e.g. courbes de réponses utilisées, modèle climatique,...). Les modèles sont également très sensibles à la définition des limites des systèmes considérés (e.g. prise en compte ou non des effets délocalisés). Il en résulte une grande variabilité dans les sorties des modèles, d'un modèle à l'autre mais aussi pour un même modèle selon le jeu d'hypothèses mobilisé.
- *La multidimensionalité de l'évaluation* : des interventions publiques sont mises en place avant que l'évaluation ne soit complète, mais elles n'exigent pas qu'un consensus existe sur la définition et les causes. Les politiques publiques se trouvent alors en situation de devoir gérer différents biens, externalités et services, souvent antagonistes (voir partie 6) partiellement connus et sur lesquels il n'existe pas de consensus entre les différents acteurs. A cela s'ajoute la difficulté des arbitrages local-global (e.g. qualité de l'eau vs climat) et de devoir concilier des politiques transversales aux différents territoires (voire définies au niveau international) et des politiques locales, adaptées aux enjeux du territoire concerné.

Enjeux transversaux liés à la valorisation de la multi-dimensionnalité de l'élevage

Au-delà de la production de denrées alimentaires, cette expertise met en avant les nombreux services et impacts fournis par l'élevage. Ces dimensions restent cependant très secondaires dans la valorisation économique de l'activité d'élevage, ce qui peut entraîner un déséquilibre des bouquets de services vers la production de bien. Dans un contexte de crises économiques récurrentes pour de nombreuses filières d'élevage et en parallèle d'une

approche réglementaire, deux grandes pistes généralement considérées pour ré-équilibrer ces bouquets passent par une meilleure valorisation des dimensions non productives : les politiques publiques et le marché. Mais ces approches restent largement à améliorer.

- *La faible efficacité des politiques publiques*: L'analyse des travaux en économie, notamment en économie publique, conduit à constater un grand décalage entre les politiques réelles et les politiques optimales pour chacun des objectifs assignés à ces politiques. L'une des raisons en est la modification des objectifs politiques poursuivis au cours du temps. La définition de politiques optimales se base sur un ensemble de caractéristiques techniques et sociales du contexte dans lequel elles doivent s'appliquer, mais peu de travaux s'intéressent à la transition d'une politique à l'autre. Ces transitions constituent pourtant l'histoire de la PAC qui reste marquée par le soutien des prix agricoles, puis des aides directes compensant l'abandon de ce soutien et de leur découplage progressif des choix et des niveaux de productions. Elle essaie parallèlement d'intégrer les enjeux environnementaux, mais sans jamais partir de ces enjeux pour définir les instruments supposés les cibler. D'autre part peu de travaux en économie agricole partent du constat que la loi n'est pas toujours appliquée. Pourtant la conditionnalité a été instaurée pour utiliser le levier constitué par les aides directes pour faire appliquer les directives européennes. Il y a là deux vastes champs de recherche bien au-delà de l'économie.
- *La question des interactions entre dimensions* : La mise en place de politiques publiques cohérentes est rendue d'autant plus difficile que l'on manque cruellement de connaissance sur les interactions entre les différentes dimensions des bouquets de services fournis par les systèmes d'élevage. En effet, si de nombreux progrès ont été faits pour évaluer conjointement l'ensemble des services et impacts fournis par l'élevage, les études réalisées correspondent généralement à une photographie instantanée de l'état d'un système, sans précision sur les liens de causalité entre les différentes dimensions du bouquet. Dépasser ces approches statiques en développant de travaux sur les dynamiques des interactions entre dimensions permettrait d'anticiper les effets en cascade des politiques publiques sur les dimensions non ciblées.
- *Le manque de visibilité pour le consommateur de la diversité des services fournis par l'élevage* : Dans un contexte de défiance grandissante vis à vis de l'élevage (crises sanitaires, environnementales, failles de traçabilité,...), plusieurs tendances montrent une volonté d'une partie des consommateurs de recréer un lien aux systèmes de production afin de consommer des produits issus de systèmes plus "vertueux". Les systèmes d'indication géographiques tout d'abord qui associent (plus ou moins explicitement) le produit à un ensemble de services rendus par l'élevage (environnementaux, culturels,...) par le biais de son identification à un territoire. Mais surtout les circuits courts qui illustrent le regain d'intérêt d'une partie des consommateurs pour des productions locales. En développant une relation de proximité et de confiance avec l'agriculteur, il s'agit notamment d'avoir accès à une information détaillée sur le type d'agriculture à l'origine de son alimentation. Ces différentes dynamiques illustrent l'importance grandissante que revêtent les modes de production dans les choix de consommation d'une partie de la population et montrent le potentiel que le marché a à valoriser les dimensions non productives de l'élevage. Cette valorisation non productive passe cependant par une relation de confiance entre producteur et consommateur. Une meilleure information du consommateur par le biais d'un étiquetage plus normé sur les références aux modes de production (alimentation, abatage, etc...) et à leurs impacts environnementaux pourrait permettre de généraliser cette dynamique en dehors des exemples très particuliers mentionnés ici.
- *Le manque de valorisation des bouquets de services*: Le fait que l'élevage soit une composante majeure de la dynamique des territoires ruraux est indéniable. Il est source de multiples impacts et services qui varient grandement d'un système à l'autre. Cependant, malgré ces dynamiques locales de reconnexion, on constate une perte de lien grandissante entre une partie des consommateurs et l'élevage (urbanisation,

désanimalisation de la consommation des produits animaux). Dans ce contexte, et face une situation socio-économique difficile, ainsi qu'à un étiquetage ne reflétant pas la réalité de l'élevage et ne concernant qu'une partie des impacts et services, la variable prix reste prépondérante face aux autres dimensions dans les choix de consommation. Les dimensions socio-culturelles et environnementales se retrouvent donc en grande partie déléguées à l'Etat qui peine à les prendre pleinement en compte dans ses politiques publiques (témoin par exemple le recul des prairies permanentes, la faible efficacité des MAE, etc...). Il en résulte une double dynamique des systèmes de production. D'une part un entrainement des systèmes productifs à produire toujours plus et moins cher, avec peu de marges de progression sur les dimensions environnementales (au-delà des évolutions réglementaires intervenant comme des contraintes). D'autre part une situation verrouillée pour les systèmes herbagers en milieu difficile, contraints par leur milieu à des niveaux de production modérés voir faibles mais ne pouvant compenser ces faibles niveaux de production par la valorisation de l'ensemble de leurs contributions au bien être de la société. Des exemples de dynamiques territoriales récentes montrent qu'il est possible de dépasser cette situation (Irlande, Danemark, AOP) mais ces systèmes ne sont pas transposables tels quels dans tous les territoires et la plupart des solutions restent à inventer. Cette expertise met en avant des leviers d'action permettant de favoriser l'émergence de bouquets de services plus équilibrés dans les différents territoires. Les leviers proposés, aussi bien techniques qu'organisationnels ouvrent des pistes pour le développement de systèmes d'élevage plus agroécologiques dans les territoires européens.

LE COLLECTIF D'EXPERTS

Responsables de la coordination scientifique

Bertrand DUMONT, unité mixte de recherche sur les herbivores, UMR1213 Herbivores, INRA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France

Pierre DUPRAZ, Structures et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires, UMR 1302 SMART, AgroCampus Ouest, INRA, 35000, Rennes, France

Experts scientifiques

Joël AUBIN, unité mixte de recherche Sol Agro et hydrosystèmes, Spatialisation, UMR 1069 SAS, AgroCampus Ouest, INRA, 35000, Rennes, France

Marc BENOIT, unité mixte de recherche sur les herbivores, UMR1213 Herbivores, INRA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France

Zohra BOUAMRA-MECHEMACHE, Toulouse School of Economics, UMR 1415 TSE, CNRS, EHESS, INRA, University of Toulouse, 31000, Toulouse, France

Vincent CHATELLIER, Laboratoire d'Études et de Recherches en Economie LERECO, INRA, 44300, Nantes, France

Luc DELABY, Physiologie, Environnement et Génétique pour l'Animal et les Systèmes d'Elevage, UMR 1348 PEGASE, AgroCampus Ouest, INRA, 35590, Saint Gilles, France

Claire DELFOSSE, Laboratoire d'études rurales, EA 3728 LER, Université de Lyon 2, Institut des sciences de l'Homme, 69363, Lyon, France

Jean-Yves DOURMAD, Physiologie, Environnement et Génétique pour l'Animal et les Systèmes d'Elevage, UMR 1348 PEGASE, AgroCampus Ouest, INRA, 35590, Saint Gilles, France

Michel DURU, AGroécologie, Innovations, territoires, UMR 1248 AGIR, Université de Toulouse, INPT- ENSAT, INP Purpan, INRA, 31320, Castanet-Tolosan, France

Marine FRIANT-PERROT, Droit et changement social, UMR 6297, CNRS, Université de Nantes, 44313, Nantes, France

Carl GAIGNE Structures et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires, UMR 1302 SMART, AgroCampus Ouest, INRA, 35000, Rennes, France

Jean-Luc GUICHET, Université de Picardie Jules Verne, ESPE

Petr HAVLIK, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria

Nathalie HOSTIOU, Mutations des Activités, des Espaces et des Formes d'Organisation dans les Territoires Ruraux, UMR 1273 METAFORT, AgroParisTech, INRA, IRSTEA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France

Olivier HUGUENIN-ELIE, Agroscope, Zurich, Suisse

Katja KLUMPP, INRA Clermont-Ferrand, Unité de recherche sur l'Ecosystème Prairial, UR 0874 UREP, INRA, 63000, Clermont-Ferrand, France

Alexandra LANGLAIS, Institut de l'Ouest : Droit et Europe, UMR CNRS 6262 IODE, CNRS, Université de Rennes I, 35000, Rennes, France

Servane LEMAUVIEL-LAVENANT, Ecophysiologie Végétale, Agronomie et Nutrition, UMR 0950 EVA, INRA, Université Caen, 14000, Caen, France

Bertrand MEDA, Recherches Avicoles, UR 0083 URA, INRA, 37380, Nouzilly, France

Olivier LEPILLER, Centre d'Étude et de Recherche Travail, Organisation, Pouvoir, UMR 5044 CERTOP, CNRS, Université de Toulouse Jean Jaurès, 31058, Toulouse, France (à partir de janvier 2017 affilié à CIRAD – MOISA, Montpellier)

Julie RYSCHAWY, AGroécologie, Innovations, teRritoires, UMR 1248 AGIR, Université de Toulouse, INPT-ENSAT, INP Purpan, INRA, 31320, Castanet-Tolosan, France

Rodolphe SABATIER, Sciences pour l'Action et le Développement : Activités, Produits, Territoires, UMR1048 SADAPT, AgroParisTech, INRA, 75005, Paris, France

Isabelle VEISSIER, unité mixte de recherche sur les herbivores, UMR1213 Herbivores, INRA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France

Etienne VERRIER, Génétique Animale et Biologie Intégrative, UMR1313 GABI, AgroParisTech, INRA, 78350, Jouy-En-Josas, France

Dominique VOLLET, Mutations des Activités, des Espaces et des Formes d'Organisation dans les Territoires Ruraux, UMR 1273 METAFORT, AgroParisTech, INRA, IRSTEA, VetAgro Sup, 63122, Saint-Genes-Champanelle, France

CONTRIBUTEURS INTERVENUS PONCTUELLEMENT DANS LA REDACTION DU RAPPORT

Miroslav Batka (IIASA), Diane Beldame (INRA), Catherine Belloc (ONIRIS), Jaume Boixadera (Gouvernement de Catalogne) Alain Bousquet-Melou (ENVT INRA), Michael Corson (INRA), Nadège Edouard (INRA), Estelle Fourat (Université Toulouse Jean Jaurès), Nadia Haddad (ENVA Maison-Alfort), Elodie Letort (INRA), Fabrice Levert (INRA), Bruno Martin (INRA), Elise Line Mognard (Taylor's University, Kuala Lumpur - Malaysia), Christian Mougouin (INRA), Carlos Ortiz (Gouvernement de Catalogne), Laurent Piet (INRA), Thierry Pineau (INRA), Stéphane Turolla (INRA), Hayo van der Werf (INRA), Aurélie Wilfart (INRA).

DOCUMENTALISTES

Lise FRAPPIER, Structures et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires, UMR 1302 SMART, AgroCampus Ouest, INRA, 35000, Rennes, France

Agnès GIRARD, Laboratoire de Physiologie et Génomique des Poissons, UR1037 LPGP, INRA, 35000, Rennes, France

Sophie LE PERCHEC, Délégation Information Scientifique et Technique, UAR 1266 DIST, INRA, 78026, Versailles, France

EQUIPE-PROJET

Catherine DONNARS, conduite du projet, Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes, UAR 1241 DEPE, INRA, 75338, Paris, France

Kim GIRARD, Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes, UAR 1241 DEPE, INRA, 75338, Paris, France

Jonathan HERCULE, Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes, UAR 1241 DEPE, INRA, 75338, Paris, France

Isabelle SAVINI, Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes, UAR 1241 DEPE, INRA, 75338, Paris, France

RELECTEURS

Les experts remercient tous les scientifiques ayant relu des sections et chapitres du rapport.



INRA
SCIENCE & IMPACT

Délégation à l'Expertise scientifique,
à la Prospective et aux Etudes

147, rue de l'Université
75338 Paris Cedex 07
France

Tél. : +33 1 42 75 94 90
Fax : +33 1 42 75 91 72
www.inra.fr



MINISTÈRE
DE L'AGRICULTURE
DE L'AGROALIMENTAIRE
ET DE LA FORÊT



Ministère
de l'Environnement,
de l'Énergie
et de la Mer



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Énergie