



HAL
open science

Comment sont évalués les systèmes et filières d'élevage. Un focus sur les méthodes et outils. Chapitre 3

Joël Aubin, Isabelle Veissier, Julie Ryschawy, Rodolphe Sabatier, Dominique
Vollet

► To cite this version:

Joël Aubin, Isabelle Veissier, Julie Ryschawy, Rodolphe Sabatier, Dominique Vollet. Comment sont évalués les systèmes et filières d'élevage. Un focus sur les méthodes et outils. Chapitre 3. Rapport de l'Expertise scientifique collective réalisée par l'INRA à la demande des ministères en charge de l'Ecologie et de l'Agriculture, et de l'Ademe. 2016. hal-02799411

HAL Id: hal-02799411

<https://hal.inrae.fr/hal-02799411>

Submitted on 5 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Chapitre 2

Cadre conceptuel pour examiner les rôles, impacts et services de l'élevage et des produits animaux

Auteurs :

Michel Duru (coord.), Julie Ryschawy, Rodolphe Sabatier

Sommaire

2.1. Introduction	192
2.2. Concepts et représentations pour décrire et expliquer les impacts et services environnementaux, économiques et sociaux issus de l'élevage	195
2.3. Concepts et représentations pour caractériser la diversité des systèmes d'élevage et des produits associés	211
2.4. Conclusion	224

Chapitre 2. Cadre conceptuel pour examiner les rôles, impacts et services de l'élevage et des produits animaux

Préambule

Pour répondre à la demande d'expertise, nous nous sommes interrogés sur les différentes manières dont les travaux scientifiques représentent les rôles, impacts et services issus des élevages et de leurs produits. De nombreux cadres conceptuels ont été développés pour appréhender les systèmes agricoles, alimentaires et écologiques : ils privilégient différentes visions et logiques d'action. Notre souci était d'en tirer les éléments susceptibles de répondre aux objectifs fixés par la demande d'expertise pour construire un cadre d'analyse commun à l'ensemble de l'expertise et qui nous permette de circuler entre les différents systèmes d'élevage, territoires et échelles afin de les comparer.

En introduction, nous synthétisons les domaines étudiés : environnement, économique, social, en distinguant les impacts positifs (services) et négatifs (nuisances). Nous montrerons tout particulièrement le caractère ambivalent de l'élevage dans chacun de ces domaines selon les modes d'élevage, leur insertion dans les territoires et les systèmes alimentaires.

Dans une première partie, nous balayons un panorama des cadres conceptuels appréhendant la durabilité des élevages et des produits animaux associés. Nous en proposons une adaptation simplifiée et opérationnelle pour décrire une diversité de cas d'étude. Elle consiste en un polygone dont les côtés appréhendent les effets des systèmes investigués sur 5 dimensions : 1) les écosystèmes et le climat ; 2) la société ; 3) le marché et la consommation ; 4) l'emploi et les métiers ; 5) et les intrants en tant qu'effets délocalisés dus à la circulation des matières.

Dans une deuxième partie, nous proposons une grille d'analyse structurée pour caractériser la diversité des élevages. La typologie des élevages est basée sur leur façon de produire et leur insertion dans les systèmes alimentaires et les territoires. Elle est complétée par une analyse de la coexistence des élevages dans un territoire. Ces connaissances seront mobilisées pour caractériser et comparer les cas d'étude.

2.1. Introduction

L'analyse des effets positifs ou négatifs de l'élevage (c'est-à-dire les impacts et/ou services) et des produits animaux est une tâche complexe pour plusieurs raisons.

Ces effets sont multi domaines (tableau 1) : environnement, social et économique, nutrition-santé humaine. Ils sont eux-mêmes subdivisés en sous domaines.

La reconnaissance de l'importance des impacts environnementaux de l'élevage a émergé il y a une trentaine d'années : émissions dans le sol, l'eau (nitrate) puis l'atmosphère (méthane). De nombreuses études, la plupart basées sur des analyses de cycles de vie, ont quantifié les impacts de l'élevage sur les émissions de gaz à effet de serre (GES), l'eutrophisation des eaux, l'acidification des océans, la perte de biodiversité et les changements d'utilisation des terres. L'environnement couvre à la fois :

- Les flux de matières et d'énergie : (i) valorisation d'aliments celluloseux et de coproduits vs concurrence pour la production d'autres biens alimentaires moins gourmands en ressources ; (ii) contribution au cycle des nutriments vs pollutions azote, phosphore et résidus métalliques ou médicamenteux ;
- Le changement climatique : émissions de GES et stockage du carbone ;
- L'usage des terres : maintien vs érosion de la biodiversité ; entretien vs dégradation des habitats (par exemple déforestation)

Le volet socioéconomique couvre : (i) la création de richesse et emplois ; (ii) le patrimoine gastronomique et paysager ; les coproduits ; (iii) les changements de valeurs ;

La santé humaine considère la fourniture de denrées diversifiées et de haute qualité vs produits déséquilibrés, par exemple dans leur composition en acides gras.

Ces effets sont multi niveaux et en cascade. Plusieurs recherches ont pointé l'importance des flux d'azote liés à l'élevage (Peyraud *et al.*, 2012). Dès 2008, Galloway *et al.* montrent que le cycle mondial de l'azote se transforme à un rythme record, reflétant une utilisation accrue de combustibles fossiles, une demande croissante pour l'azote dans l'agriculture, et des inefficacités omniprésentes dans son utilisation. Une part importante de l'azote d'origine anthropique est perdue dans l'air et l'eau, et peut ainsi provoquer en cascade des problèmes d'environnement et de santé humaine (Galloway *et al.*, 2008). Une grande partie de ces flux d'azote provient des exportations/importations de soja comme aliment du bétail, en lien avec la déforestation (Lassaletta *et al.*, 2014). En outre, ces flux (excès, pertes) sont très mal répartis entre régions du monde (Galloway *et al.*, 2008), entre régions ou territoires en France (Billen *et al.*, 2014), mais aussi entre formes d'élevage. Ces effets cascades ont aussi été pointés quant à leur déterminant socioéconomique (mondialisation) et impacts (par exemple transfert de résidus d'herbicides dans les tourteaux de soja (Cuhra *et al.*, 2016)). Le monde est clairement divisé en un petit nombre de pays exportateurs qui alimentent un grand nombre de pays importateurs. Les flux internationaux entre ces régions se sont intensifiés. Ils sont expliqués non seulement par une augmentation de la population, mais aussi par l'augmentation de la part de protéines animales dans l'alimentation de certains pays (Guyomard *et al.*, 2012).

Ces effets résultent de multiples interactions. Ils sont en outre très dépendants du type de productions animales (ruminants, monogastriques) ainsi que des modes d'élevage (Nijdam *et al.*, 2012). Ces effets évoluent souvent au cours du temps. De nombreux problèmes environnementaux (comme la perte de la fertilité des sols, la délocalisation des problèmes de pollution aquatique et atmosphérique, l'augmentation de la déforestation) proviennent du découplage principalement de l'azote et du carbone dans le processus de production, et du fait que dans de nombreuses régions le marché n'encourage pas une plus grande utilisation des ressources naturelles locales (Billen *et al.*, 2014). Cette évolution a été concomitante de l'abandon de la polyculture élevage, ainsi que de la forte réduction des légumineuses dans les assolements et dans l'alimentation du bétail, qui permettaient l'un et l'autre de coupler les flux de carbone et d'azote, et ainsi de réduire les émissions (Lemaire *et al.*, 2014). Enfin, les impacts et/ou services associés à l'élevage et aux produits animaux font l'objet de nombreuses controverses (Delanoue *et al.*, 2015), pour partie du fait des difficultés présentées ci-dessus.

L'évaluation environnementale de l'élevage est maintenant régulièrement associée aux réflexions sur la sécurité alimentaire mondiale. Cette relation met en exergue le poids de l'alimentation animale dans la production et dans l'utilisation des ressources végétales entre animaux et humains. C'est pourquoi la question des « intrants » ou des « systèmes d'alimentation animale durables » apparaissent déterminants dans l'évaluation de l'empreinte de l'élevage. Certains auteurs y voient une clé pour analyser la situation au-delà des dimensions usuelles de l'élevage, pour y intégrer les bénéfices sociaux incluant la santé humaine et l'acceptabilité des modes d'élevage, ainsi que la sécurité alimentaire (Figure 2.1 : (Makkar and Ankers, 2014))



Figure 2.1. Cadre conceptuel des régimes alimentaires durables

Janzen a bien résumé le défi méthodologique en insistant sur la nécessité de prendre en compte la dimension systémique de l'élevage, le temps long compte tenu d'effets différés, ainsi que la dimension humaine, mais aussi le caractère situé des pratiques (penser le système dans son cadre local) (Janzen, 2011). C'est pourquoi il est nécessaire de caractériser l'élevage à une échelle spatiale suffisamment fine pour identifier les différentes formes d'élevage ou bien d'être à même d'en caractériser la diversité au sein d'un territoire donné. Néanmoins, il n'existe pas à notre connaissance de cadre conceptuel permettant d'aborder la complexité telle que décrite ci-dessus. Ceux disponibles privilégient une ou deux dimensions et échelles, ou bien examinent la diversité mais à une échelle ou pour une dimension donnée. Ils ne permettent pas de prendre en compte l'ensemble des enjeux identifiés, si bien que la caractérisation de l'élevage et des produits animaux est souvent partielle.

Domaines		Critères	Indicateurs d'impacts *	
			Impacts positifs	Impacts négatifs
Environnement	Flux de matières et d'énergie	Nutriments (matière et énergie)	Valorisation des surfaces toujours en herbe et des coproduits ; production de biogaz	Consommation d'intrants, pressions locales et exportées sur les milieux
		Cycles biogéochimiques	Fertilité des sols, qualité de l'eau	Gaspillage de ressources et transferts de pollution
	Changement climatique		Stockage du carbone	Emissions de GES ; déstockage du carbone
	Usage des terres	Biodiversité	Richesse spécifique dans les prairies, parcours et haies	Faible biodiversité domestique ; perte et sélection de la biodiversité sauvage
		Habitats et milieux	Maintien des prairies et du bocage ; alpages et parcours méditerranéens	Intensification ; conflits avec la flore et la faune sauvage
Socio-économique		Production et emplois	Création de richesse et d'emplois ; compétences professionnelles notamment bouchères, charcutières et fromagères	Chute du nombre d'éleveurs, conditions difficiles de travail et niveaux de rémunération dans la filière
		Valeurs, patrimoine	Gastronomie, savoir-faire, paysages, tourisme...	Mise en cause des systèmes intensifs, souffrance animale
Santé humaine et animale		Composition nutritionnelle et consommation	Protéines animales de qualité (acides aminés essentiels), vitamine A, oligoéléments, oméga-3	Teneurs excessives en acides gras saturés et en oméga-6
			Denrées diversifiées	Excès de consommation de viande Antibiorésistance, contamination médicamenteuse et biocides du fait de la présence de résidus dans le sol et les produits animaux
		Santé animale	Favorisée par la robustesse des animaux et le bien-être animal	Zoonoses, coût en santé humaine et animale Pertes en production

* les impacts positifs et négatifs ne sont pas génériques ; ils dépendent beaucoup des formes d'élevage, c'est-à-dire de la manière dont les animaux sont élevés, nourris, soignés et abattus.

Tableau 2.1. Effets positifs et négatifs de l'élevage par domaine

2.2. Concepts et représentations pour décrire et expliquer les impacts et services environnementaux, économiques et sociaux issus de l'élevage

Dans cette section, nous ferons un rapide panorama de différentes approches de l'élevage et de leurs représentations graphiques. Toutes systémiques, elles mettent en valeur différentes visions de l'agriculture et de son évaluation : 1) l'étude des flux de matières met en exergue les outputs et la valeur des flux ; 2) La multifonctionnalité et les services écosystémiques insistent ainsi sur la pluralité des rôles et des impacts ; 3) les approches sociotechniques ou socio-écologiques placent le jeu des acteurs au cœur des études, et elles ont en outre une ambition intégratrice, à l'échelle d'une filière et/ou d'un territoire.

2.2.1. Analyse de la littérature

2.2.1.1. Appréhender l'efficacité environnementale à travers les flux à l'échelle d'un territoire

Le métabolisme territorial décrit les interactions entre un territoire et son environnement en quantifiant de façon systémique les flux entrants et sortants, c'est-à-dire la manière dont les territoires mobilisent, consomment et transforment les ressources de la biosphère, l'énergie et les matières. En reliant les processus naturels de la biosphère aux caractéristiques sociales et techniques d'un territoire, on peut faire un diagnostic « matière » traduisible en termes de valeurs, pertes et gaspillages et pollutions, ce que recouvre le concept d'écologie territoriale.

Cette approche (Kennedy *et al.*, 2011) a d'abord été utilisée pour caractériser les consommations des zones urbaines en ressources et énergie, soit directement ou indirectement par les biens matériels et services qu'elles importent ou exportent (voir par exemple le métabolisme de Bruxelles au début des années 1970, (Duvigneaud and Denayer-De Smet, 1977)). Proche de la cascade, cette représentation est utilisée par les biogéochimistes spécialistes de l'azote. Elle permet d'intégrer les effets des délocalisations amont et aval de ressources et l'émission de déchets vers l'atmosphère, l'eau et les sols qui conduisent à des impacts multiples sur la biosphère. Le métabolisme territorial vise généralement à identifier les processus impliqués de manière à mieux caractériser les aspects qui peuvent réduire les pressions environnementales. Le métabolisme territorial s'inscrit dans une approche d'écologie de terrain. Par exemple, dans « L'essai sur l'écologie territoriale », Bonaudo *et al.*, représentent les flux d'azote entre régions agricoles françaises sous forme de denrées alimentaires (pour l'homme et les animaux). Il est ainsi possible de montrer le degré de spécialisation agricole des régions, soit vers la céréaliculture (bassin parisien, bassin aquitain), soit vers l'élevage (Grand Ouest) et l'importance des échanges nationaux et internationaux impliquant ces régions (Bonaudo *et al.*, 2015).

Ces représentations sont également souvent utilisées pour comparer différentes périodes. Ainsi dans « L'essai d'écologie territoriale, l'exemple d'Aussois en Savoie », les auteurs consacrent un chapitre au système agro-alimentaire de cette région française frontalière de montagne qui est passée d'une agriculture agropastorale vivrière (1925-1960) à un système pastoral spécialisé (1965-2013) valorisant l'essentiel des produits sous labels : fromage de Beaufort surtout et dans une plus faible mesure « Agneaux de Sisteron ». Les flux de matières sont approchés par les flux d'azote. La comparaison des flux montre l'importance des changements sur une période courte (50 ans). D'un système autonome en azote, on est passé à un système ouvert et beaucoup plus dépendant du fait d'un découplage des cycles biogéochimiques. Cela s'est traduit par des flux monétaires beaucoup plus importants (marchés, subventions, crédits) qui conditionnent dorénavant les flux de matière. Les auteurs analysent cette dépendance comme une externalisation des risques et une fragilité du système local face aux chocs extérieurs et à l'endettement (même si elle reste faible dans le cas de l'Aussois). L'activité pastorale en permettant le maintien de paysages ouverts participe à la vitalité touristique du territoire. La certification des produits est essentielle en garantissant une stabilité des prix.

Les représentations métaboliques des flux de matières (émissions dans l'air et l'eau, besoin en intrants) permettent aussi de comparer différents scénarios d'utilisation des terres comme dans le rapport de Westhoek *et al.*, où les auteurs comparent les flux protéiques dans l'UE 27 en 2004 et une modélisation avec une baisse de la consommation en viande de 50%. C'est ce que montre les deux figures ci-dessous (Westhoek *et al.*, 2015).

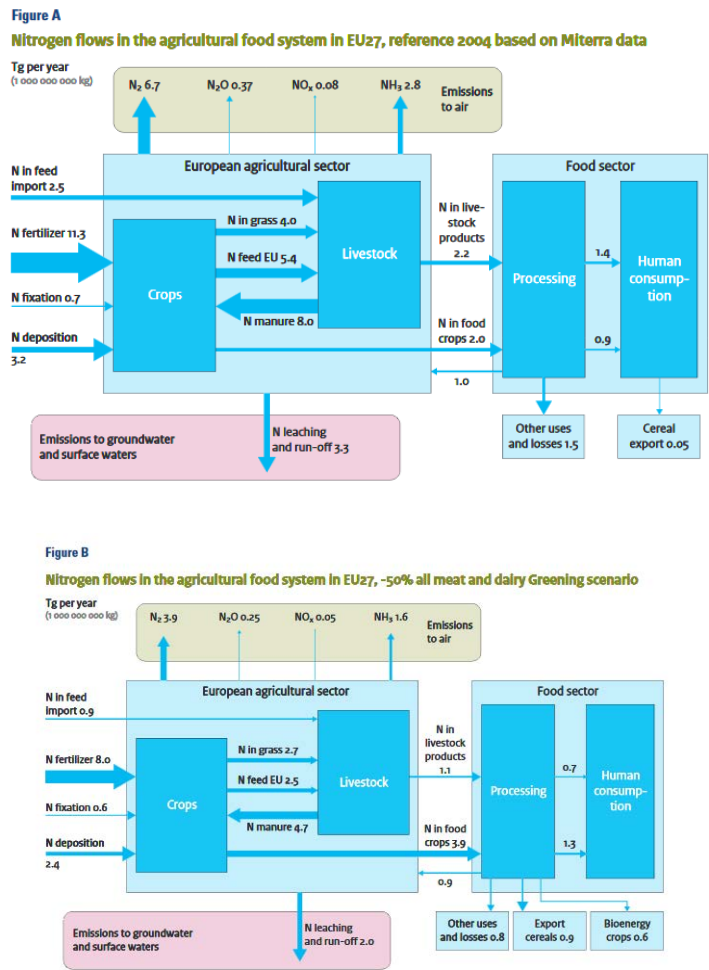


Figure S1 (A and B) Nitrogen flows in the EU agricultural and food system in the reference situation for 2004 (A) and in case of the alternative diet with 50% reduction in consumption of meat, dairy and eggs in the Greening Scenario (B) and in the High Prices Scenario (C, see next page). Values shown here are based on application of the MITERRA model.

Figure 2.2. Flux d'azote dans les systèmes alimentaires pour un scénario de référence et un scénario correspondant à la réduction de 50% de consommation de produits animaux (Westhoek *et al.*, 2015)

2.2.1.2. Prendre en considération la multifonctionnalité de l'élevage puis les services écosystémiques

Tandis qu'une façon d'aborder les bénéfices et impacts issus de l'activité agricole consiste à regarder la différence entre les sorties et les entrées en mesurant l'efficacité du système par des représentations en cascade et de type métabolique, les concepts de multifonctionnalité et de services constituent une façon d'aborder les effets de l'élevage plus ouverte. Ainsi, au cours des 20 dernières années, l'identification grandissante des impacts et des rôles multiples de l'agriculture ont mis en exergue deux concepts phare : la multifonctionnalité et les services écosystémiques.

Le concept d'agriculture multifonctionnelle apparaît en 1992, lors du sommet de Rio au côté de celui de développement durable. Ce concept trouve une portée politique concrète en France dans la transposition de la PAC. En 1999, le ministre de l'Agriculture présente alors la multifonctionnalité en agriculture de la manière suivante : elle « correspond à la réalité d'une activité agricole bien conduite, qui contribue en même temps à la production agricole, mais aussi à la protection et au renouvellement des ressources naturelles, à l'équilibre du territoire et à l'emploi ». C'est une vision de l'agriculture dans laquelle l'environnement, le bien-être des animaux, la qualité et l'identification des produits ne sont plus des contraintes pesant sur l'activité agricole, mais des atouts permettant de valoriser cette production agricole sur le marché national, communautaire et mondial. L'idée directrice est de considérer tout un ensemble d'externalités positives au-delà de la seule production de biens alimentaires. Parmi ces fonctions figurent par exemple, la vitalité rurale, le bien-être animal, l'entretien et la

gestion des paysages, l'agrotourisme, la production d'énergies renouvelables. L'instauration de Contrats Territoriaux d'Exploitations traduit la reconnaissance de cette multifonctionnalité en 1999 (fin de la contractualisation en 2002). Dans les années 2000, le concept de multifonctionnalité est supplanté par celui de services. Pour l'élevage, Gibon qualifie la multifonctionnalité de fourniture d'un ensemble de services (Gibon, 2005).

Le concept de services écosystémiques qui a émergé dans les années 1990 est popularisé en 2005 par le Millennium Ecosystem Assessment (MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005). L'accent est mis sur les services fournis par les écosystèmes, d'où la terminologie de services écosystémiques pour lesquels il est distingué 4 familles : support, approvisionnement, régulation et culturel. Dans les études portant sur des évaluations aux échelles de pays et régions, il est souvent montré que la gestion d'un écosystème ne permet pas d'atteindre un haut niveau de services dans tous les domaines : il existe des antagonismes entre processus écologiques de telle sorte que des compromis entre ces services sont à établir (Bennett *et al.*, 2009 ; Kragt and Robertson, 2014 ; Petz *et al.*, 2014 ; Rodriguez-Ortega *et al.*, 2014; Rodriguez *et al.*, 2006). Les études à ces échelles ne permettent cependant pas d'identifier des situations où les antagonismes peuvent être moindres. En outre, s'agissant d'écosystèmes peu ou pas anthropisés, le concept a été critiqué car il prête flanc à une marchandisation de la nature (Maris, 2014)¹.

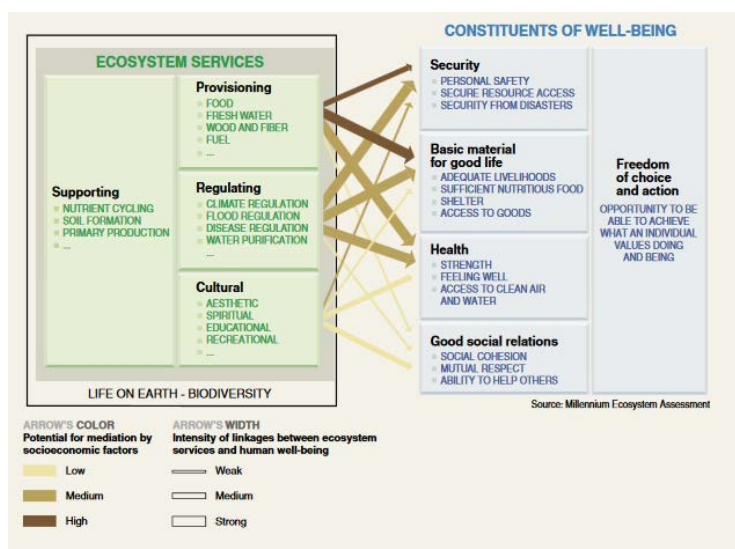


Figure 2.3. Schéma de représentation des services écosystémiques (MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005)

Partant de l'étude de systèmes peu anthropisés, l'analyse a été étendue ensuite aux écosystèmes cultivés, ((CGIAR Research Program on Water Land and Ecosystems (WLE), 2014) : figure ci-dessous et encart 1). Cette transposition à l'agriculture a distingué les services rendus par la biodiversité à l'agriculture (ceux qui permettent de réduire le besoin en intrants de synthèse et en énergie (fertilisants chimiques, pesticides, antibiotiques, travail du sol), des services fournis à la société (les habitants d'un bassin versant pour la qualité de l'eau, ceux de la planète pour la régulation du climat). Les services à l'agriculture, appelés services intrants, résultent d'interactions positives permises par exemple par la diversité des espèces et de leurs combinaisons dans l'espace (associations d'espèces végétales ou animales, organisation des paysages...) et dans le temps (inter cultures, rotations...) (Duru *et al.*, 2015b ; Garbach *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2007). Les prairies, tout comme les infrastructures paysagères, jouent un rôle particulier pour la fourniture de services de régulation (voir chapitre 4). Leur insertion dans les paysages de manière permanente ou sur plusieurs années dans le cadre de successions de cultures permet, en règle générale, de réduire le besoin en intrants de synthèse et réduit les émissions polluantes vers l'air et l'eau, et ce d'autant plus qu'elles comprennent de légumineuses (Lemaire *et al.*, 2014).

¹ <https://www6.inra.fr/sciences-en-questions/Conferences-et-ouvrages/Rapports-a-la-nature/Virginie-Maris>

Les travaux de Lescourret *et al.*, comme ceux du CGIAR Research Program on Water Land and Ecosystems (figure 2.4) se sont penchés sur la représentation des agroécosystèmes qui fournissent des services multiples sur la base d'interactions dynamiques entre l'écosystème et le système social (Lescourret *et al.*, 2015). La figure ci-dessous représente le cadre conceptuel qui s'applique à l'échelle d'un territoire agricole. Dans les boîtes « l'Écosystème » et « le système Social », les larges flèches représentent l'interaction entre structure et processus. Le « système Social », inclut les réseaux d'acteurs tels que les coopératives agricoles, associations de consommateurs et associations environnementales... Parmi les processus de la même boîte, on considère la coordination entre agriculteurs, écologistes et autres parties prenantes du territoire. « La qualification » se réfère à la certification des produits ou à la valorisation de ressources, comme des races locales par des initiatives collectives (CGIAR Research Program on Water Land and Ecosystems (WLE), 2014).

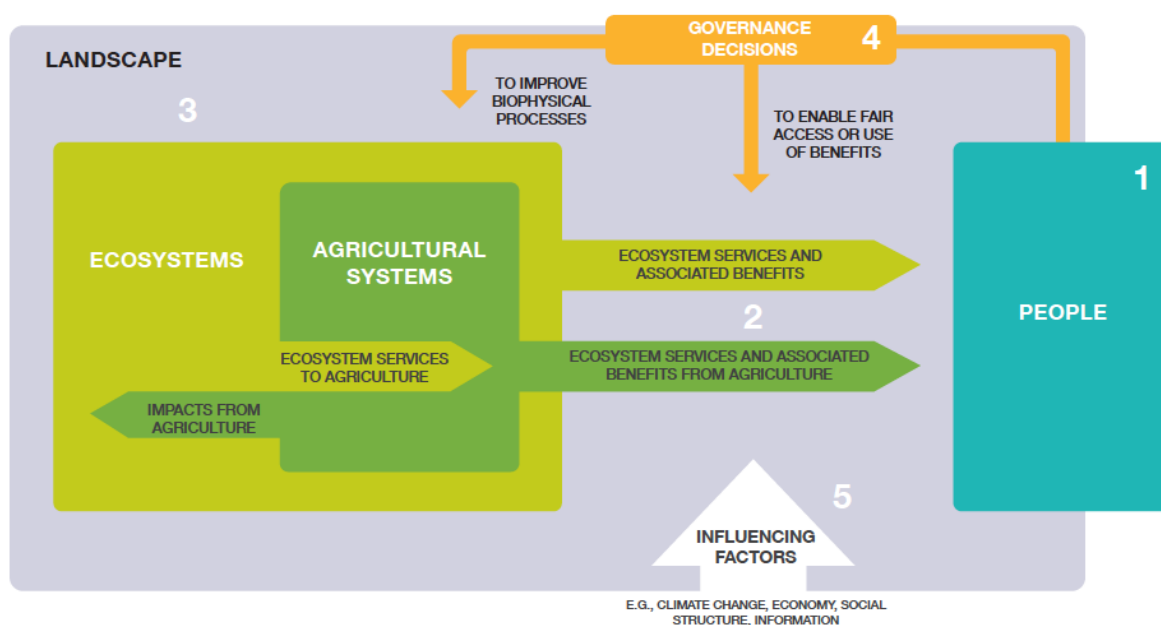


FIGURE 2. WLE's ESR Framework for how the management of ecosystem service flows through an agricultural landscape can improve the health, security and economic benefits to people.

Figure 2.4. Représentation de la manière dont les services écosystémiques fournis par les écosystèmes impactent les systèmes agricoles et les hommes

Les communautés scientifiques mobilisant les concepts de multifonctionnalité et de services écosystémiques sont souvent distinctes (Huang *et al.*, 2015). La comparaison des cadres d'analyse montre que les deux communautés utilisent le terme de « fonction ». Cependant, l'approche par la multifonctionnalité considère les fonctions de l'activité agricole et préfère les approches « ferme-centrée », alors que l'approche par les services écosystémiques considère les fonctions des écosystèmes dans la fourniture de services et préfère les approches « service-centrés ». En outre, l'approche multifonctionnalité met l'accent sur la vitalité territoriale, et le rôle des exploitations dans l'économie locale, alors que l'approche par les services écosystémiques, se concentrant sur les services rendus par les écosystèmes prend peu en compte les enjeux économiques (y.c. dans les services culturels).

L'appropriation des concepts de multifonctionnalité et services écosystémiques pour représenter les services rendus par l'activité agricole a récemment été faite pour évaluer au-delà des seuls services écosystémiques, les services rendus par l'agriculture (Koschke *et al.*, 2012) et par l'élevage (Ryschawy *et al.*, 2015), en considérant les dimensions économiques, environnementales et sociales. Pour l'élevage, l'analyse distingue quatre catégories principales de services : approvisionnement (par exemple quantité et qualité d'aliments), qualité environnementale (par exemple biodiversité, hétérogénéité des paysages), vitalité territoriale (par exemple dynamisme rural et emploi) et identité culturelle (par exemple gastronomie, identité des terroirs). Pour considérer ces interrelations entre services, synergies ou

antagonismes, le concept de « bouquet de services » a été considéré. Un bouquet de services considère les services qui apparaissent conjointement à un instant donné dans un même territoire (Bennett *et al.*, 2009). La représentation des « bouquets de services » rendus par l'élevage dans les territoires a pris la forme d'une « fleur de services » sous forme de radars par type de territoire considéré dans l'étude de (Ryschawy *et al.*, 2015).

Encart 1 : Biodiversité et services à l'agriculture

Au-delà de la classification du MEA, on peut distinguer les services fournis par les écosystèmes à l'agriculture de ceux fournis à la société (Zhang *et al.*, 2007). Les premiers sont appelés « services intrants » par la communauté française (Le Roux *et al.*, 2008) car ils permettent de remplacer des intrants d'origine anthropiques (engrais de synthèse, pesticides...). Ils contribuent à la fourniture de ressources (fertilité du sol, disponibilité en eau), à la création de conditions favorables au développement et à la croissance des plantes (microclimat, organisation structurale du sol) et au développement de régulations biologiques (contrôle des bioagresseurs, pollinisation), (Kremen *et al.*, 2012). Ces services sont le résultat bénéfique des interactions biologiques au sein et entre les différents niveaux d'organisation de la biodiversité fonctionnelle.

Le développement de services intrants a souvent un effet positif sur les services à la société dans la mesure où les pratiques qui permettent de les fournir sont aussi susceptibles de réduire les GES, d'améliorer la qualité de l'eau, voire la qualité des produits (moins de résidus de pesticides ou d'antibiotiques, meilleure composition en acides gras des produits animaux...).

La production agricole (produits végétaux, mais aussi produits animaux) résulte des effets combinés d'intrants exogènes et de services écosystémiques (Duru *et al.*, 2015b). Par exemple l'azote mobilisé pour la croissance des plantes résulte rarement de la seule fourniture du sol. La production agricole ne peut donc être considérée comme un service d'approvisionnement, excepté pour quelques cas particuliers comme la production animale à partir de parcours non fertilisés ou la production de luzerne. Lorsqu'une part importante de la production est fournie par les services écosystémiques, et ce de manière intentionnelle et sur le long court, on qualifie ces formes d'agriculture d'agroécologique. En élevage, les pratiques de gestion intégrée pour améliorer la santé animale, la valorisation de la diversité dans les élevages pour renforcer leur résilience, l'adaptation des pratiques pour préserver la biodiversité dans les agroécosystèmes et les services écosystémiques associés (Dumont *et al.*, 2013) participent à cette forme d'agriculture.

Quatre grands types de bouquets de services présentant des niveaux contrastés d'expression des services ont été mis en évidence (Figure 2.5). L'analyse de leur distribution géographique à l'échelle du département a montré une répartition non-aléatoire des types de bouquets de services. Les situations où la vitalité territoriale est la plus forte (emploi) sont celles où les services environnementaux sont les plus faibles, autrement dit celles où il y a le plus d'impacts environnementaux. Cette recherche a également conclu sur plusieurs nouvelles pistes d'études pour : i) savoir si le remplacement partiel de l'élevage par d'autres productions agricoles permettrait de conserver une vitalité territoriale tout en réduisant les impacts environnementaux ; ii) prendre en compte la diversité des façons de produire et la qualité des produits générés ; iii) et pour ne pas considérer le territoire d'étude comme homogène (le département dans le cas étudié). Enfin, les deux concepts s'intéressent peu aux externalités négatives de l'agriculture mais se focalisent sur les effets positifs, ce qui peut être reproché conceptuellement. Ainsi, Ryschawy *et al.* (2015) ont analysé les interrelations entre services rendus par l'élevage, mais n'ont pas considéré les nuisances, notamment environnementales, déjà largement considérées par ailleurs.

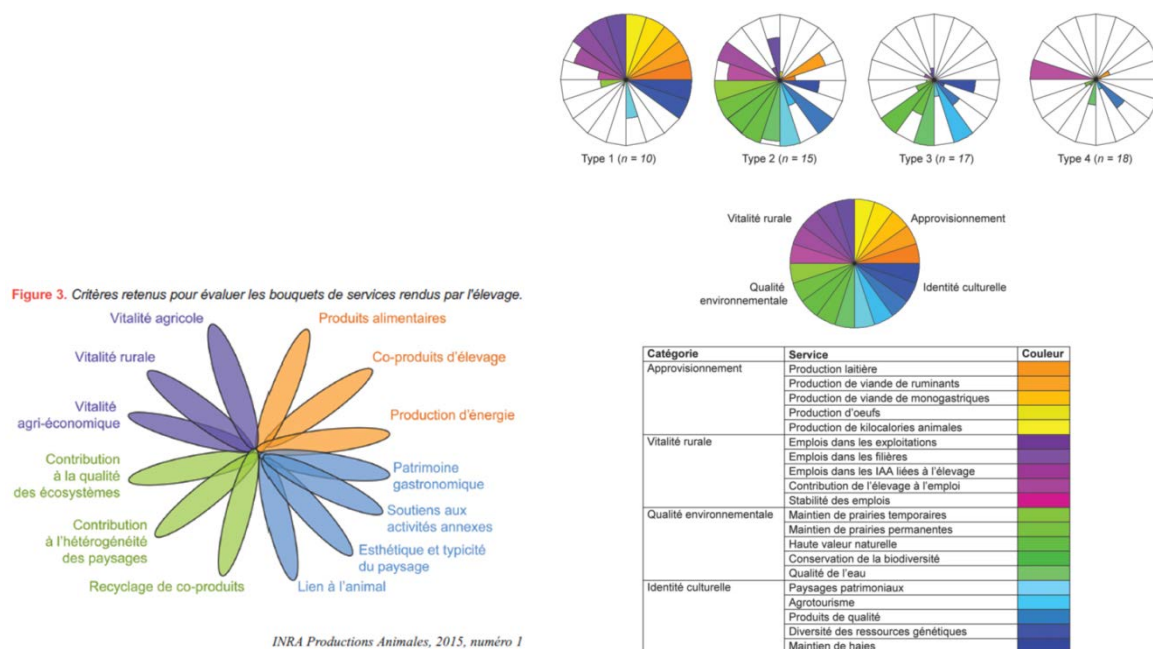


Figure 2.5. Représentation des critères retenus pour caractériser un bouquet de services (à gauche) et les bouquets au niveau d'un territoire (à droite) (Ryschawy *et al.*, 2015)

2.2.1.3. Des approches intégratrices jusqu'aux systèmes alimentaires et la santé

Le cadre conceptuel des « systèmes socio-écologiques » (*social-ecological systems*) a d'abord été conçu pour disséquer la complexité des interactions sociales, écologiques et socio-écologiques présentes dans des territoires où est en jeu la gestion de ressources naturelles. Il repose sur l'articulation d'un système social composé d'usagers, de gestionnaires et d'institutions mobilisant des technologies et des infrastructures pour gérer des ressources et d'autre part d'un système écologique complexe générant ces ressources (Folke *et al.*, 2002 ; Folke *et al.*, 2010 ; Walker *et al.*, 2006). Depuis une décennie, le concept de services écosystémiques est souvent au cœur des analyses : le système écologique fournit une gamme de services ; les acteurs du système social en étant les bénéficiaires (de Groot *et al.*, 2010). Généralement une représentation en cascade permet de montrer les relations entre fonctions des écosystèmes, services fournis, avantages dérivés de ces services, bénéficiaires de ces services et valeurs attribuées à ces services (Haines-Young *et al.*, 2012). Une adaptation tenant compte des spécificités des agroécosystèmes en a été faite (Lescourret *et al.*, 2015). L'analyse de la dynamique de ces systèmes complexes repose sur les concepts de résilience - adaptation - transformation, selon l'ampleur des adaptations et des changements nécessaires pour préserver ou faire évoluer la structure et les fonctions du système. Ce type de représentation est approprié pour rendre compte des interactions biologiques et sociales dans un territoire. C'est pour cela qu'il est à priori pertinent pour analyser un ensemble d'activités dans un territoire.

Une adaptation, montrant comment chaque type de porteurs d'enjeux est impacté ou impacte les différents maillons de cette cascade - des services aux bénéficiaires, a été proposée (van Zanten *et al.*, 2014). Mais certains acteurs économiques sont encore peu présents dans les analyses car la représentation porte bien plus sur les écosystèmes que les agroécosystèmes. Plus récemment, McGinnis et Ostrom ont hybridé ce cadre d'analyse avec celui de l'analyse institutionnelle, en mettant au cœur de l'analyse la « situation d'action » (McGinnis and Ostrom, 2014). Il s'agit d'examiner comment les individus (en leur nom propre ou comme agents d'organisations formelles) interagissent les uns avec les autres pour contribuer à différents objectifs de performances. Les acteurs, supposés avoir une rationalité limitée, agissent avec des limites cognitives et des référents culturels même s'ils tiennent compte des dilemmes sociaux et des contraintes biophysiques. Enfin, Marshall a introduit les concepts de produits et systèmes de transformation en introduisant un compartiment système technique ou technologique à l'interface entre systèmes écologique et social (Figure 2.6) pour traiter des

situations où les technologies sont largement présentes en plus de l'exploitation des ressources naturelles (Marshall, 2015).

Ce cadre d'analyse a aussi été appliqué et enrichi pour traiter des systèmes alimentaires (Vallejo-Rojas *et al.*, 2015). Le système alimentaire (de la production à la consommation), au cœur de cette formalisation, est alors considéré comme un système socio-écologique constitué d'interactions entre les agroécosystèmes et les acteurs du système alimentaire. Il peut être décliné en sous types au sein d'un territoire. De même, il peut être analysé à plusieurs échelles. Les agroécosystèmes sont alors considérés en tant qu'écosystèmes (ferme, paysage, région...) et comme ressources disponibles selon une temporalité donnée. Les acteurs individuels et collectifs (famille, association) sont considérés en tant qu'utilisateurs de ressources et impliqués dans les systèmes de gouvernance (règles opérationnelles, normes et directives...). Cette représentation a été utilisée par ces mêmes auteurs pour renseigner les différents piliers de la souveraineté alimentaire, c'est à dire de la maîtrise des échanges tant en termes de nature que de qualité et composition des produits.

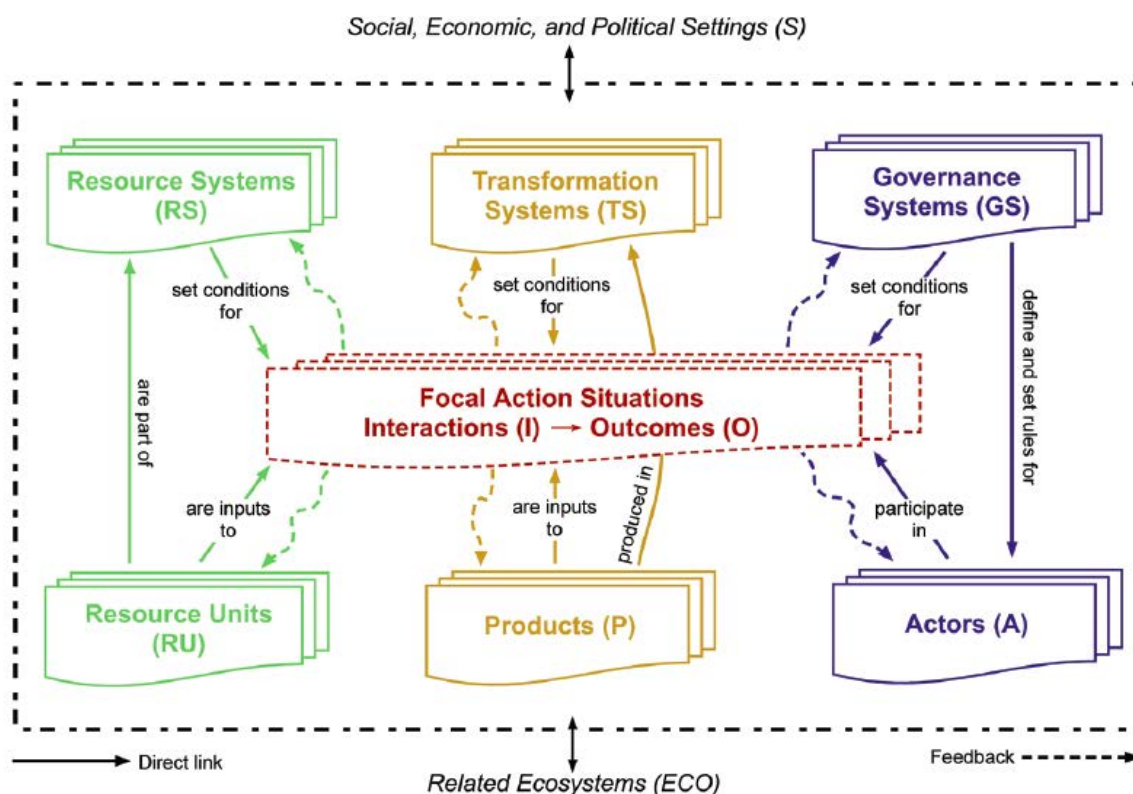


Figure 2.6. Le système alimentaire comme un système socio-écologique (Marshall, 2015)

Des éclairages complémentaires sont fournis par l'approche environnementale de la nutrition et une évaluation de la résilience de ces systèmes alimentaires.

Le concept de nutrition environnementale

De nombreux travaux en sciences sociales ont intégré des approches de types ACV ou métaboliques pour rendre compte de la chaîne de causalités de l'amont de la production jusqu'à la consommation alimentaire. Certains auteurs (Sabate *et al.*, 2016) voient l'émergence d'une nouvelle frontière de recherche dans l'intégration de ces approches et de la santé publique. La prise en compte des impacts environnementaux et des relations nutrition-santé des activités agricoles a ainsi fait émerger le concept de santé environnementale (Sabate *et al.*, 2016). La représentation ci-dessous explicite les interactions entre d'une part les ressources naturelles et d'autre part les sociétés humaines.

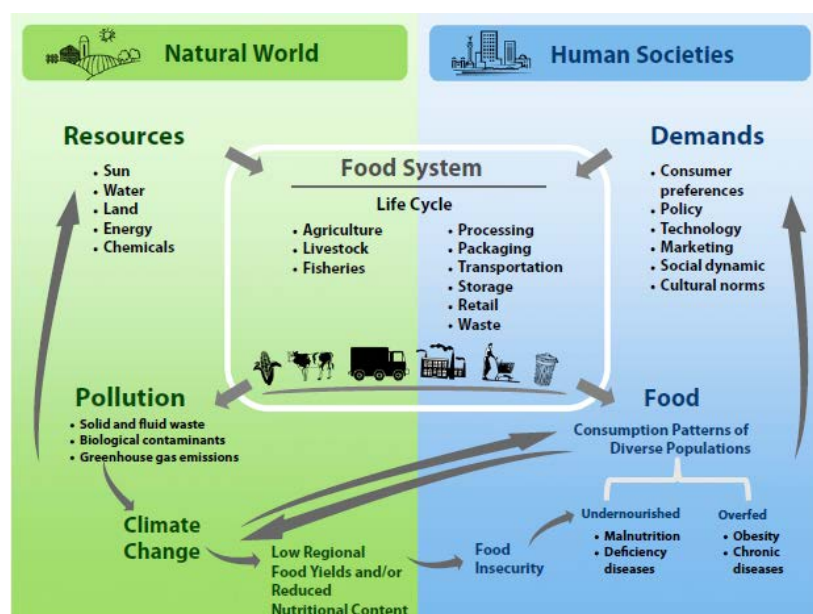


Figure 2.7. Relation entre les agroécosystèmes et les systèmes sociaux (Sabate *et al.*, 2016)

L'intégration des problématiques de nutrition est récente. La part des protéines animales dans l'alimentation humaine varie considérablement entre pays (Guyomard *et al.*, 2012). Dans les pays développés, plusieurs études montrent l'impact négatif d'une consommation excessive de produits animaux sur la santé humaine (Stoll-Kleemann and O'Riordan, 2015). Plusieurs auteurs considèrent en outre que la réduction de la consommation des produits animaux est un levier important pour réduire les impacts environnementaux de l'élevage (Garnett, 2013). La réduction de la consommation de viande pour les pays en consommant le plus pourrait donc permettre de réduire à la fois l'émission de gaz à effet de serre et le risque de certaines maladies, notamment les maladies cardiovasculaires (Yip *et al.*, 2013). Néanmoins, les produits animaux présentent l'intérêt d'apporter des protéines plus riches en acides aminés indispensables que les protéines végétales, ainsi que de la vitamine A dont la synthèse à partir du bêta-carotène contenu dans les végétaux est lente (rendement de 1 pour 6).

La consommation des produits animaux est aussi critiquée quant à la nature des acides gras apportés. La composition des produits animaux en acides gras a d'abord été considérée pour les acides gras saturés, puis plus récemment pour les acides gras polyinsaturés (AGPI) dont les omégas 3 et 6. Dans les pays occidentaux, l'apport en acide alpha-linolénique (ALA) est en moyenne très insuffisant (0,9 g/j au lieu de 1,8 recommandé) et le rapport LA/ALA (LA = acide linoléique) est trop élevé (9 au lieu de 4 recommandé). Nombre d'études épidémiologiques ou expérimentales montrent le rôle de ces déséquilibres sur plusieurs maladies chroniques (Patterson *et al.*, 2012) dont le nombre est croissant. En l'espace d'un demi-siècle, la composition des produits animaux (principalement lait et viande bovine) est passée d'équilibrante (LA/ALA<4) à déséquilibrante (LA/ALA>4) en relation avec l'accroissement du maïs et des tourteaux de soja pour la production laitière (au détriment de l'herbe) et la finition des animaux à viande avec des céréales.

La durabilité et la résilience des systèmes alimentaires

Lamine considère que la durabilité et la résilience des systèmes alimentaires sont généralement examinées par le paradigme du développement durable centré sur les interactions entre l'agriculture et l'environnement, ou celui de la relocalisation qui prévaut dans la littérature sur les systèmes alimentaires (Lamine, 2015). Elle montre que le paradigme de la relocalisation ne traite cependant pas des grandes interdépendances dans les systèmes agroalimentaires et ne parvient donc pas à reconnecter efficacement les questions agricoles et alimentaires. L'accent mis fréquemment sur les systèmes agroalimentaires alternatifs différant radicalement du courant dominant, ne contribue pas à développer des voies vers la durabilité et la résilience des institutions et des

acteurs moins alternatifs. Elle propose alors de considérer une **approche territoriale** qui prend en compte la diversité des acteurs et des institutions impliqués dans le système agroalimentaire territorial. Le choix de l'échelle territoriale facilite l'identification des acteurs au-delà du seul cercle des agriculteurs. Il permet aussi de mettre en relief les interactions qui se jouent à la fois au sein des filières et du monde agricole et aussi avec le monde non agricole. Cette proposition d'examiner l'agriculture (l'élevage) au sein de territoires insérés dans un contexte plus large rejoint aussi les propositions de Duru *et al.* (Duru *et al.*, 2015b) et Wezel *et al.* (Wezel *et al.*, 2016).

2.2.1.4. L'élevage vu comme un système socioécologique

Les systèmes d'élevage, comme les autres systèmes agricoles, sont intégrés dans un système hiérarchique complexe (Figure 2.8). Les interactions entre les sous-systèmes se produisent au sein des niveaux (par exemple entre les exploitations agricoles) et entre les niveaux et domaines via les processus biophysiques et socio-économiques (Duru and Therond, 2015).

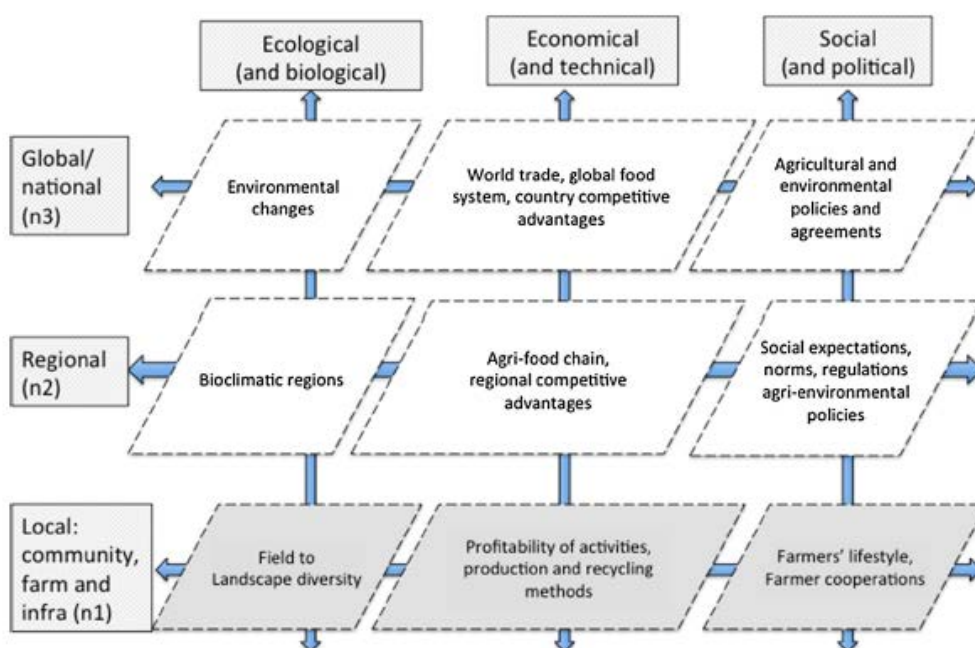


Fig. 1 Agriculture as a complex, hierarchical multi-domain system whose emergent properties depend on interactions within and between local, regional, and national/global levels (levels *n1*, 2, 3 in lines) and ecological, economic, and social domains (columns). Main features of sub-systems by domain and organization level are presented. Gray

cells, the local level, correspond to the livestock system as defined in the paper. It includes communities, farms, and ecosystems (crop, animal, and habitat diversity). Adapted from Darnhofer *et al.* (2010a, b)

Figure 2.8. L'agriculture représentée comme un système hiérarchique multi niveaux et multi domaines (Duru and Therond, 2015)

L'élevage comme un système technique et écologique inscrit dans un territoire

Les activités d'élevage s'inscrivent dans un territoire, au minimum une ferme, mais le plus souvent un espace continu (bassin versant, petite région agricole) dans lequel s'exercent différentes activités dont l'élevage. Les intrants nécessaires à la production, les dispositifs de collecte et de transformation des produits, de même que leur consommation et les impacts de l'élevage sur l'environnement, peuvent être internes ou externes au territoire considéré.

Pour comprendre comment l'élevage impacte l'environnement, la composition des produits animaux, mais aussi comment l'utilisation des ressources permet de fournir des services écosystémiques, on le représente sous forme de trois compartiments appelés « sphères » pour lesquelles il est possible d'examiner les interactions dans le temps et l'espace (Figure 2.9) : animaux, cultures et prairies, et non deux compartiments comme fait

couramment, de façon à bien identifier le rôle particulier des prairies dans les synergies potentielles et les conditions favorables à leur expression (Moraine *et al.*, 2014; Moraine *et al.*, 2016).

L'élevage est générateur de polluants (nitrates, résidus des produits phytosanitaires, ammoniac), et de gaz à effet de serre (méthane, N₂O) qui impactent la qualité de l'environnement respectivement aux échelles du bassin versant et de la planète. De même, il génère des effets délocalisés au travers des échanges avec son environnement (exemple : importation de tourteaux de soja). A l'inverse, lorsque les prairies sont mobilisées pour alimenter les ruminants, elles fournissent des services génériques comme la protection des sols contre l'érosion, la purification de l'eau, la fourniture d'abris pour les ennemis naturels des cultures, ou spécifiques, c'est-à-dire fonction du type de prairie, comme la séquestration du carbone. C'est pour ces raisons que l'on distingue les prairies des cultures annuelles, que ces dernières soient des ressources fourragères ou des cultures de vente.

Dans les élevages de ruminants, les ressources alimentaires proviennent des prairies permanentes et temporaires et des cultures fourragères, souvent l'ensilage de maïs ; ces ressources étant produites majoritairement dans la ferme, exceptés les compléments azotés (par exemple, achat de tourteaux, notamment de soja). Pour les élevages de monogastriques, le lien au sol est souvent plus ténu dans la mesure où les céréales et les oléoprotéagineux sont plus rarement cultivés dans les élevages et correspondent parfois à des sous-produits des cultures de rente. Une exception est le cas des élevages bio dont le cahier des charges spécifie que le pâturage ou la distribution de fourrages est obligatoire pour maintenir le lien au sol.

Les sphères cultures et prairies sont composées d'une gamme d'espèces ou de mélanges d'espèces avec des fonctions spécifiques. Les ligneux, petits ou grands, sous forme d'arbres isolés, de haies, d'îlots, sont éventuellement inclus dans ces sphères. La sphère prairies comprend les prairies permanentes ou temporaires en rotation avec les cultures (chevauchement avec la sphère des cultures). Elles sont fauchées ou pâturées. Les prairies permanentes et, dans une moindre mesure les prairies temporaires, permettent de fournir des services écosystémiques au niveau d'un bassin versant (par exemple, la régulation de la qualité de l'eau) et au niveau mondial (par exemple, régulation du climat par la séquestration du carbone). Lorsque associées avec des cultures, les prairies jouent un rôle clé dans le couplage des cycles du carbone et de l'azote, permettant ainsi de réduire les émissions en comparaison des cultures annuelles (Soussana and Lemaire, 2014). En conséquence, les émissions d'azote dans le sol (Attard *et al.*, 2016) et la séquestration du carbone dans le sol sont respectivement plus faibles et plus élevées pour les prairies (surtout fauchées) que pour les cultures annuelles. Les légumineuses jouent également un rôle clé notamment parce qu'elles réduisent les émissions et améliorent les composantes physique, chimique et biologique de la fertilité des sols (Lüscher *et al.*, 2014). Elles contribuent aussi à l'autonomie en protéines des systèmes d'élevage. La distinction entre les cultures de rente et les cultures fourragères permet d'identifier les cultures à double usage. Dans les usages des cultures de rente, on inclut les sous-produits tels que la paille ou les résidus de culture qui peuvent être pâturés. Les caractéristiques de chaque groupe d'animaux, ou leur combinaison, déterminent le type et la qualité des ressources qu'ils consomment. Cela détermine l'utilisation des deux sphères précédentes.

Les trois composantes (animaux, prairies, cultures) sont reliées entre elles à des degrés divers. Les interactions directes se produisent dans l'espace, soit simultanément (par exemple, les prairies pâturées par les animaux) ou au fil du temps sous la forme d'une séquence (par exemple, les prairies en rotation avec des cultures). Les interactions indirectes correspondent aux flux de matière (par exemple du fumier) ou d'énergie. En faisant varier la taille et le degré de chevauchement des trois composantes, il est possible de représenter la structure d'un large éventail de systèmes d'élevage, depuis les élevages hors sol jusqu'aux élevages pastoraux. Lorsque représentées graphiquement, les sphères qui se chevauchent représentent les interactions spatiales directes, soit simultanées (par exemple, les prairies pâturées par les animaux), soit au fil du temps sous la forme d'une séquence (par exemple, les prairies en rotation avec des cultures). Les interactions entre les trois sphères déterminent fortement le niveau de fourniture des services écosystémiques à l'agriculture (Figure 2.9, boîte de centre) et à la société (boîtes Figure 2.9, supérieure et inférieure) – exemple des émissions dans l'atmosphère et de l'eau, ...

En ligne avec Dumont *et al.* (2013) et Bonaudo *et al.* (2013), le développement de la durabilité de l'élevage nécessite une augmentation de l'efficacité des intrants et/ou le renforcement de la biodiversité pour fournir des

services écosystémiques (Bonaudo *et al.*, 2014; Dumont *et al.*, 2013). Les principes sous-jacents sont différents. Un premier groupe consiste à promouvoir le recyclage de matières et d'énergie pour réduire les intrants, les déchets et la pollution, à augmenter l'autosuffisance des systèmes et l'efficacité d'utilisation des ressources (par exemple, en utilisant des déchets animaux comme engrais pour les prairies ou cultures). Ils sont à la base de l'augmentation de la durabilité des élevages de monogastriques. Leur étude repose sur une approche métabolique fondée sur les principes de l'écologie industrielle. L'autre groupe consiste en des pratiques agricoles qui modifient les propriétés des agroécosystèmes, qui à leur tour améliorent les processus écologiques et, finalement, fournissent des services écosystémiques permettant de réduire les intrants et l'impact sur l'environnement (de Groot *et al.*, 2010).

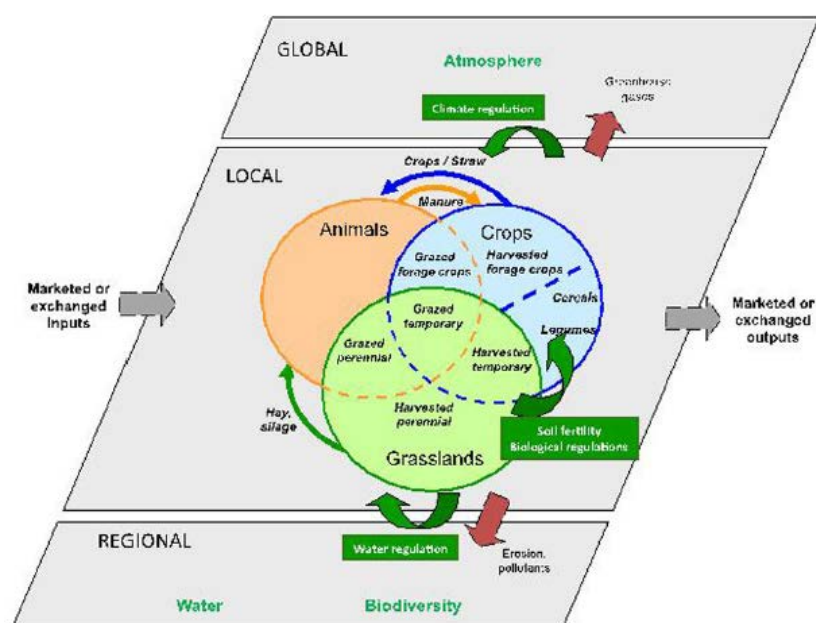


Figure 2.9. Inscription de l'élevage dans un territoire : interactions spatio-temporelles entre les cultures, les prairies, et les animaux représentés sous forme de "sphères" ; identification des flux de matières clés, des impacts environnementaux et des services écosystémiques fournis aux niveaux régional et global. Pour illustration, les trois sphères et les zones qui se chevauchent ont des dimensions similaires. En faisant varier leur taille et leur degré de chevauchement, il est possible de représenter la structure d'un large éventail de systèmes d'élevage : les systèmes à base de prairies (pas de culture), de culture fourragère (pas de prairie), voire de systèmes hors sol (Duru *et al.*, 2015a)

L'élevage et les produits associés comme un système socioécologique

Pour construire une représentation intégrée de l'élevage, nous avons combiné le cadre d'analyse de Marshall (Marshall, 2015) et celui de l'élevage comme système technique et écologique (Figure 2.10). Cette représentation sous-tend que les interactions cultures-prairies-animaux dans les systèmes d'élevage dépendent du système social dans lequel les agriculteurs sont intégrés et des spécificités des écosystèmes qu'ils exploitent. Localement, les acteurs des systèmes alimentaires sont des acteurs clés de ce système social, mais il convient de prendre aussi en compte le plus souvent à des niveaux supra, les institutions (gestionnaires des ressources naturelles...) ainsi que les citoyens et consommateurs (Duru *et al.*, 2015b).

Au cœur de la représentation (Figure 2.10), les systèmes agricoles et alimentaires, inscrits dans un territoire, combinent les processus de production (l'élevage comme système écologique et technique), de collecte, de transformation et de distribution des produits. Ils incluent donc l'élevage mais aussi les activités aval de l'élevage (abattage, transformation des produits), voire amont (fabrication des aliments du bétail, agrofournitures). Les systèmes alimentaires ont une composante interne au territoire plus ou moins importante pour ce qui concerne les activités amont et aval à la production. Ils peuvent être définis en types (local vs global) selon les relations qu'ils entretiennent avec les systèmes écologiques et sociaux.

Le système écologique correspond aux ressources biotiques (ensemble des organismes vivants concourant ou empêchant la réalisation de services) et abiotiques (eau, énergie), renouvelables ou non, nécessaires au fonctionnement des systèmes agricoles et alimentaires du territoire investigué.

Les infrastructures/entités spatiales qui conditionnent et permettent le fonctionnement des systèmes agricoles et agroalimentaires peuvent se caractériser à différents niveaux d'organisation (ferme, bassin versant, région, pays, monde), certains étant inclus dans le territoire investigué. De même, les ressources mobilisées sont internes ou externes au territoire investigué et les systèmes agricoles et alimentaires impactent ces ressources (pollution, érosion...), mais certaines reposant sur la biodiversité constituent des intrants permettant de réduire le besoin en intrants de synthèse pour produire.

Les systèmes techniques et écologiques entretiennent deux grands types de relations (Figure 2.10). Le système technique impacte le système écologique, du local à la planète, au travers de l'utilisation des terres (par exemple, selon la nature de l'alimentation animale, l'intensification, les importations de tourteaux...). D'autre part, le système écologique, de par les infrastructures paysagères et les associations de plantes dans le temps et dans l'espace, est susceptible de fournir des services à l'agriculture qui permet de réduire les intrants de synthèse.

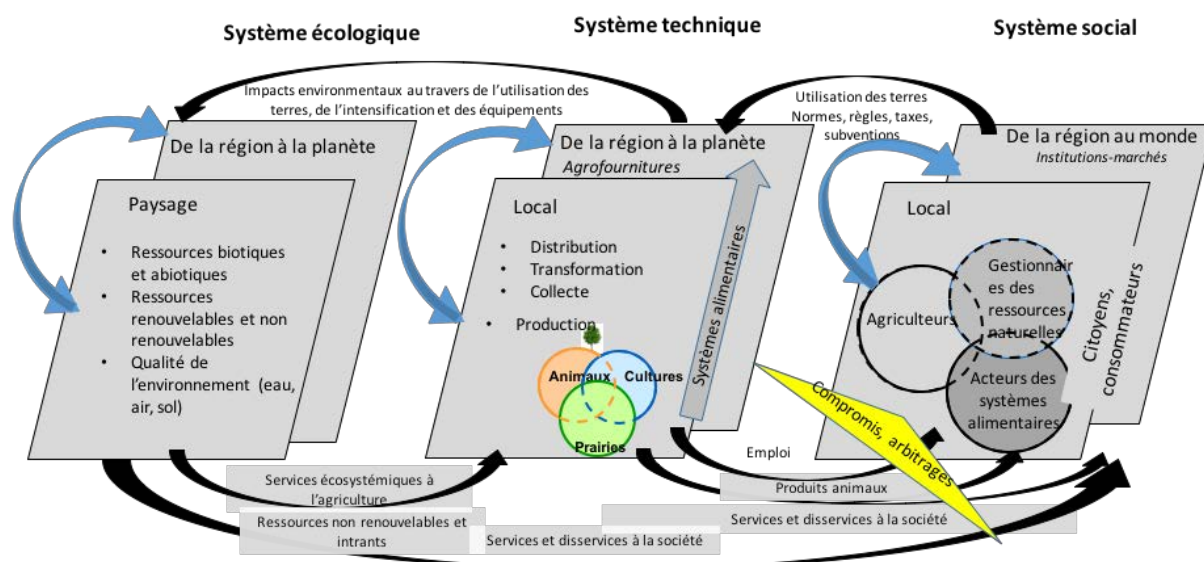


Figure 2.10. Représentation de l'élevage et des produits animaux comme un système socio-écologique (adapté de (Duru *et al.*, 2015a)). Les flèches noires indiquent les relations entre domaines et les flèches bleues entre niveaux

Au niveau local, le système social comprend les agriculteurs, les gestionnaires des ressources naturelles et bien sûr les acteurs du système alimentaire (transformation et distribution) ; ces derniers n'étant le plus souvent que partiellement inscrits dans les territoires investigués. Le comportement des acteurs économiques est pour partie défini par des modalités de gouvernance élaborées à différentes échelles institutionnelles, région pour l'application des politiques publiques, état et Europe pour définir la politique agricole, et monde pour les règles du commerce qui vont impacter les marchés. Les institutions agissent sur le comportement des acteurs des systèmes techniques au travers de définition de normes, de standards, de règles, mais aussi par la fixation de taxes et de subventions.

Les consommateurs impactent les systèmes techniques au travers de la quantité et de la nature des produits animaux qu'ils achètent. L'information pour la traçabilité des produits animaux est généralement faible, en particulier pour la viande. Les citoyens, au travers de leur sensibilité à tel ou tel enjeu (bien-être animal, sécurité alimentaire, pollutions) peuvent exercer un lobbying auprès des institutions en charge des réglementations.

Une relation majeure entre le système technique et le système social est l'emploi en agriculture et dans toute la chaîne alimentaire. Concernant les services et nuisances provenant de l'environnement (niveau des ressources, pollution) ou des systèmes techniques (composition des produits animaux), des compromis et arbitrages sont souvent à réaliser dans la mesure où des antagonismes sont fréquents. Le rôle des consommateurs, des citoyens est à cet égard important pour contrecarrer les effets des lobbies de l'agro-industrie.

Compte tenu de la coexistence d'effets positifs et négatifs de l'élevage, et du fait que les acteurs qui bénéficient des effets positifs ne sont pas les mêmes que ceux qui sont tributaires des effets négatifs, il est souvent nécessaire de faire, de trouver des compromis et de procéder à des arbitrages (Figure 2.10). Ces arbitrages peuvent se faire au niveau local dans des dispositifs formalisés (par exemple, pratiques d'élevage et pollution des eaux par les nitrates), ou bien à un niveau plus global et de manière plus « diffuse » et lente, au travers du changement de comportement des consommateurs ou suite à l'établissement de normes ou de mise en place de taxes et subventions.

2.2.2. La « Grange de l'Esco » : présentation synthétique d'un système d'élevage pour les services fournis et les impacts générés

2.2.1. Principes de construction

Le cadre des systèmes socio-écologiques, tel qu'adapté à l'élevage (Figure 2.10), permet une analyse fonctionnelle du système investigué, à savoir l'identification des principales interactions entre domaines (écologique, technique et technologique et socioéconomique) et entre niveaux d'organisation (du local à la planète ou au monde et vice-versa), ainsi que ce qui en résulte en termes de services et nuisances, et ce pour des acteurs donnés. Cependant, l'intérêt de ce cadre réside plus en une analyse du fonctionnement des systèmes biologiques et sociaux dans lesquels l'élevage est inséré, que dans sa capacité à représenter et quantifier les stocks et les flux entrants et sortants d'un ensemble de processus biologiques, sociaux et d'échanges bien délimités et géographiquement situés. A cette fin, nous l'avons adapté (la grange) de façon à représenter de synthétique les services et impacts par domaine d'intérêt (ou « interfaces »).

Comme pour la représentation de l'élevage sous la forme d'un système socioécologique (Figure 2.9), le cahier des charges que nous nous sommes fixés devait permettre que les impacts environnementaux, économiques et sociaux du système analysé puissent être représentés sur un même schéma, prenant en compte l'ensemble des flux de matières et d'énergie, comme dans la « cascade de l'azote » reprise de (Galloway *et al.*, 2003) et utilisée lors d'une précédente expertise (Cellier *et al.*, 2014; Peyraud *et al.*, 2012). En outre, ce schéma doit :

- prendre en compte les effets délocalisés des systèmes d'élevage (FAO *et al.*, 2006) comme cela est classiquement fait dans l'Analyse de Cycle de Vie (cf. chapitre 3 ; (Henriksson *et al.*, 2014 ; Sasu-Boakye *et al.*, 2014)).
- intégrer le fait que les filières peuvent s'inscrire dans plusieurs territoires, tant pour la production des aliments du bétail, que pour la transformation et la consommation qui peuvent être majoritairement locale ou extérieure au territoire de production. Cela représente une évolution par rapport à la représentation classique dans laquelle territoires et filières sont généralement juxtaposés, ce qui ne permet pas de schématiser leurs interrelations de manière satisfaisante.
- se décliner à différents niveaux d'organisation : exploitation, territoire, filière, voire la « Ferme Europe » qui est le périmètre retenu pour cette expertise collective. On cherche avant tout à représenter un espace cohérent et pertinent pour apprécier les rôles, impacts et services que l'on étudie. Une telle représentation fractale facilite la schématisation de problèmes qui émergent à une échelle spatiale mais dont la résolution passe par des actions mises en œuvre à d'autres échelles.

Ainsi le schéma ci-dessous (Figure 2.11 : La grange) représente les composantes clés du système et leurs interactions en utilisant des figurés illustratifs pour que sa compréhension soit « immédiate ». Ainsi on cherche à représenter des éléments variés (et pas seulement agricoles) dans le territoire dès lors que ceux-ci ont un rôle

clé dans le fonctionnement du système. Ces éléments sont schématisés par des figurés explicites (haies, fromage, etc.) ou des rectangles oranges qui sont positionnés à l'intérieur ou à l'extérieur du territoire. Ceux-ci peuvent correspondre à des infrastructures (un abattoir, une unité de méthanisation, etc.), des acteurs (touristes, etc.) ou des opérateurs clés du fonctionnement du système (syndicats de marais, société de chasse et de pêche, etc.).

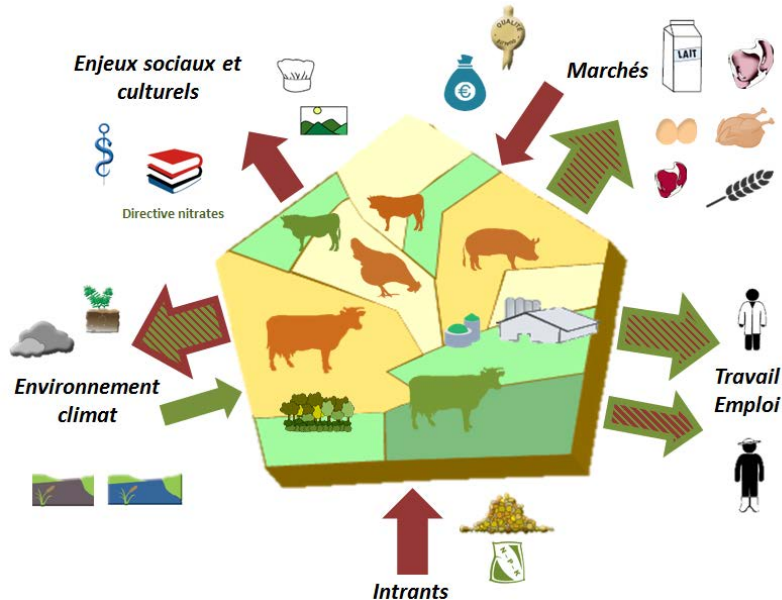


Figure 1 : Représentation symbolique du cadre d'analyse choisi pour l'ESCO

Intérieur du territoire		Bâtiment des industries agroalimentaires amont et aval	Marchés		Produits alimentaires
		Méthaniseurs			Ventes, achats...
		Animaux d'élevage nourris par des concentrés (ocre) ou à l'herbe (vert)			Signes de qualité des produits
		Biodiversité remarquable			Production d'énergie
Intrants		Aliments pour animaux, engrais, pesticides, énergie		Coordination des acteurs	
Travail emploi		Eleveurs, salariés agricoles et employés des industries agroalimentaires	Enjeux sociaux et culturels		Aspects sanitaires
		Qualité de l'eau bonne (bleue) ou mauvaise (grise)			Patrimoine gastronomique
		Qualité des sols			Esthétique paysagère
Environnement et climat		Effets sur l'air (particules) ou le climat (émissions de GES)		Aspects réglementaires et juridiques	

Figure 2.11. La grange de l'ESCO pour représenter de manière synthétique un système d'élevage et son insertion dans un contexte socio-économique, politique et environnemental

Le territoire est au centre du système investigué, en cohérence avec la représentation d'un système d'élevage comme un système socio-écologique (Figure 2.11), mais pour simplifier, les relations avec les systèmes écologique et social sont réduites à des flux sans prendre en compte les logiques et les modes de gouvernance qui les sous-tendent. Elles sont organisées en 5 domaines matérialisés par les cinq faces qui entourent le polygone. Elles représentent les rôles ou impacts environnementaux (*Intrants et Ecosystèmes*), économiques

(*Produits, Marché, Consommateurs*), socio-économique (*Travail, Emploi*) et sociaux (*Enjeux sociaux et culturels*). Sur chacune des faces les principaux impacts et services sont mentionnés sous forme d'un texte bref, voire d'un figuré explicite. Les impacts sont locaux ou à l'extérieur du polygone lorsque les impacts sont majoritairement délocalisés. Les politiques publiques sont susceptibles d'impacter chacune de ces faces.

Plusieurs icônes permettent de représenter les éléments plus déterminants du fonctionnement du système : une balance pour le droit, une poignée de main pour les coopérations ou contractualisation, un oiseau pour les politiques en faveur de la biodiversité, etc.

- La balance représente les actions publiques de l'État ou de l'Europe sous forme de règlements (balance) ou de soutiens publics (bourse associée).
- La poignée de main représente une capacité d'organisation des acteurs qui contribue à l'efficacité du système.
- Lorsque les animaux sont représentés en vert, c'est qu'ils mangent de l'herbe, en orange ils mangent des céréales ou de l'ensilage de maïs. Les tailles varient (gros ou petit) comme celles des figurés produits (en haut à droite) et des bourses en haut à droite. Deux vaches sont représentées : une vache laitière (pis) et celle qui est tournée vers la gauche est une vache allaitante.

Différents types de flèches représentent les interactions entre faces et composants au sein du territoire :

- Les flèches représentent des flux physiques, mais pas financiers. Pour cela, les bourses représentent des rentrées d'argent liées au marché (produits) ou hors marché. Quand il n'y a pas de bourses en haut à droite c'est que nous avons jugé que les volumes financiers étaient négligeables. Nous n'avons mis une bourse du côté société-citoyen que dans le cas des Alpes Suisses qui nous semblent être un territoire touristique majeur, à la différence des autres considérés ici.
- Les flèches vertes représentent les effets positifs et les services écosystémiques rendus par le système étudié, et les flèches rouges les impacts négatifs de la production animale et les dysservices. Les très grosses flèches représentent de gros volumes produits (vers marché) ou le fait qu'il y ait des habitats remarquables (vers écosystèmes). Les flèches entrantes d'écosystèmes représentent les services intrants, les pressions ou dysservices. Les flèches entrant de "produits, marché, consommateurs" correspondent à des risques liés aux marchés.
- Les flèches provenant et arrivant des cinq faces sont définies comme tel :
 - Les effets délocalisés sont représentés par la flèche provenant de la boîte « intrants ».
 - La face « Écosystèmes » reprend les éléments environnementaux locaux et ceux liés au changement climatique.
 - Le consentement à payer et les aspects santé humaine sont en lien avec la face « société – citoyens ».
 - Les qualités nutritionnelles des produits sont en revanche dans la face « produits », avec la qualité sensorielle, les volumes, les prix, les modalités de commercialisation.
- Les aspects liés à l'organisation des filières sont inscrits dans la face « travail – emploi » ; deux flèches sortent vers travail-emploi pour représenter les emplois directs dans les exploitations (+ les emplois indirects dans le tourisme) et les distinguer des emplois dans les filières (amont et aval) qui passent par la laiterie ou l'abattoir. Les industries amont-aval sont arbitrairement représentées par une laiterie dont la taille varie selon son poids régional.

2.2.2. Clés de lecture et limites de la représentation

Les flux d'un petit territoire peuvent être des interactions d'un territoire plus grand tout en augmentant ou en diminuant des stocks de territoires voisins. Selon la taille des territoires et leurs types d'élevage, le degré de transformation des produits animaux peut-être très variable.

L'autre délimitation concerne la définition de notre objet ou système : l'élevage et les produits animaux. L'élevage peut être inclus dans un agroécosystème, mais l'inverse n'est pas vrai. Ainsi nous considérons les effets de l'élevage sur le sol et son fonctionnement.

De même, l'éleveur est intimement lié à l'élevage mais ne lui est pas assimilé. Cela nous permet de considérer les revenus tirés de l'élevage et des produits animaux ou les conditions de travail comme des flux sortant de notre système. La même remarque s'applique aux acteurs du commerce et de la transformation des animaux et de leurs produits. Enfin, les consommateurs, y compris ceux du territoire considéré sont eux aussi hors de l'ensemble étudié. Ainsi des flux entrant et sortant de notre ensemble « élevages et produits animaux » ont lieu sur le territoire géographique considéré. Cela est évident pour les écosystèmes, mais aussi pour la consommation de produits animaux pour l'alimentation humaine dès lors que le territoire comprend des résidents. Ces flux étant de même nature que ceux sortant du territoire, ils sont représentés sur les mêmes faces.

L'analyse des services liés à l'élevage vise à identifier les synergies (Garbach *et al.*, 2016), tout en mettant en exergue la dépendance des résultats et combinaisons d'effets au contexte dans lequel les services sont mis en œuvre (German *et al.*, 2016). En effet, l'échelle d'évaluation des services fournis par l'élevage influe beaucoup sur les résultats (Grêt-Regamey *et al.*, 2015). Les échelles larges gommement notamment les impacts locaux ou au contraire certains bénéfiques liés aux activités d'élevage.

Cette schématisation fait ressortir les éléments et domaines d'analyse les plus importants de notre expertise. Comme toute représentation visuelle, sa portée heuristique reste toutefois limitée car elle privilégie certains éléments, ici les éléments en interactions, interactions schématisées par des flèches, qui constituent le système. L'élément saillant et structurant du schéma est le polygone central représentant le territoire. L'accent est ainsi mis sur la structure spatiale des éléments qui constituent le système et la localisation des interactions et des processus étudiés, plutôt que sur leur temporalité. Cette référence au territoire, est nécessaire pour décrire les systèmes d'élevage, et permet de représenter l'ensemble des processus et des interactions. En revanche, pour un groupe d'entreprises agricoles ou agroalimentaires sises dans un même territoire physique, les territoires pertinents où se conjuguent leurs interactions environnementales, sociales et économiques, et leurs fondements administratifs et politiques diffèrent énormément. L'ensemble de ces territoires emboîtés ne peuvent dès lors pas être représentés dans une unique grange : notre mode de représentation permet bien de représenter plusieurs territoires en interaction.

Les systèmes d'élevage ne sont pas toujours territorialisables et inscriptibles dans les filières (exemple : Cedapa pour le lait correspond à un mitage des exploitations dans le territoire). En effet, dans le cas d'élevage peu lié au sol ou de filières très éloignées de la consommation, l'élevage n'est que peu territorialisé. Ceci est alors représenté dans la grange par des flèches entrant ou sortant.

Même si notre schéma vise à une représentation holistique du système considéré, nous pensons qu'il ne faut pas représenter l'ensemble des flux. Ce sont bien les éléments structurants que l'on privilégie. Les points mis en exergue par notre mode de représentation concernent ainsi les flux de biens ou de services qui ne font pas l'objet de flux financiers réciproques. Les flux d'informations témoignant du maintien et de la pérennisation d'un patrimoine culturel lié à une production et des pratiques qui lui sont associées, sont en revanche difficiles à représenter dans ce schéma. Or ces transmissions de savoirs contribuent à l'identité culturelle et à la vitalité des territoires. Par ailleurs, les variables de stock, qu'il s'agisse de capacités productives physiques et d'infrastructures, de compétences et de réseaux d'interconnaissance, de biodiversité, de patrimoine culturel ou de paix sociale, ne peuvent être visualisées simplement sur le schéma alors qu'elles contribuent à la dynamique des systèmes.

Enfin, les dynamiques, en particulier les irréversibilités et les non linéarités dans les évolutions entre composantes du système échappent également à ce type de représentation. L'ensemble de ces éléments sera cependant bien présent dans nos analyses.

2.3. Concepts et représentations pour caractériser la diversité des systèmes d'élevage et des produits associés

Comme nous l'avons vu dans l'introduction, toutes les formes d'élevage ne se valent pas pour les services qu'elles fournissent et les impacts qu'elles génèrent. L'alimentation des animaux en est un déterminant clé, notamment au travers de ses impacts environnementaux. L'utilisation des prairies, sauf intensification ou extensification extrêmes (Soussana and Lemaire, 2014), et le recyclage des sous-produits de l'agroalimentaire apparaissent comme deux leviers clés pour réduire la pression sur les ressources et les pollutions. De manière générale, le renforcement du lien au sol en favorisant l'autonomie alimentaire des animaux par la diversification des cultures et l'autonomie en fertilisants par le recyclage des effluents, sont deux leviers essentiels mobilisés dans les systèmes de polyculture-élevage (Schiere *et al.*, 2002; Soussana and Lemaire, 2014).

Ci-dessous, nous analysons comment caractériser de manière générique et sur des bases scientifiques la diversité des élevages et des produits animaux. Cette catégorisation va au-delà des classifications habituelles conventionnel vs bio, avec ou sans labels.

2.3.1. Définition et caractérisation des formes d'élevage

2.3.1.1. Les clés pour caractériser la diversité des systèmes d'élevage

Jusqu'à la fin du XXe siècle, les acteurs économiques de l'agriculture sélectionnent des espèces et des races à haut potentiel génétique pour augmenter la production potentielle dans des conditions climatiques déterminées. Ils mettent en place les conditions les plus adaptées pour la croissance des cultures et des animaux afin d'atteindre le potentiel génétique et ils adoptent des pratiques agricoles pour limiter les effets des facteurs abiotiques (eau et éléments nutritifs) et biotiques (effets négatifs des maladies et des ravageurs sur la production) sur la production (van Ittersum and Rabbinge, 1997). De plus, la recherche-développement cherche à améliorer l'environnement physique des situations de production : (i) la structure du sol déterminant le transfert de l'eau, la croissance des racines et le fonctionnement et, dans certains cas, (ii) les conditions climatiques locales (par exemple la température, le vent et l'ombre), ainsi que (iii) l'environnement de l'animal (bâtiment, notamment pour les monogastriques).

Le concept de services intrants, que nous avons présenté précédemment (Encart 1), a permis d'enrichir cette vision de l'élaboration des performances agricoles, en dépassant la dualité -production vs multifonctionnalité ou services. Sur ces bases, on peut distinguer deux grandes logiques de production : l'une fondée sur des intrants exogènes (de synthèse ou biologique) pour lesquels il est recherché une augmentation d'efficacité, l'autre basée des intrants endogènes fournis par la biodiversité. Dans le premier cas, à la différence du second, il n'y a pas de stratégie délibérée pour maximiser la production de services. Ceci signifie que les systèmes de culture et d'élevage s'inscrivant dans la première logique ont besoin d'une quantité importante d'intrants exogènes pour parvenir à des performances élevées, alors que selon la seconde logique, les services de régulation fournis par la biodiversité permettent de réduire fortement la quantité d'intrants exogènes. Ce changement de la façon de produire correspond à un changement de paradigme qu'ont bien mis en évidence les sciences sociales. Ces recherches distinguent deux types de durabilité : « shallow vs deep sustainability » (Hill, 1998), « weak vs strong multifunctionality », « weak vs strong ecological modernization of agriculture » (Horlings and Marsden, 2011), ou de principes sur lesquels l'agriculture repose « life sciences vs agro-écologie vision » (Levidow *et al.*, 2012). Sur la base de ces conceptualisations, Duru *et al.* définissent deux voies principales de modernisation écologique de l'agriculture compte tenu du rôle et du statut des services écosystémiques (Tableau 2.2) (Duru *et al.*, 2015b).

Paradigme	Intrants	Objectif et stratégie
Intrants exogènes	Intrants de synthèse	Accroissement de la compétitivité et réduction de la pollution par l'amélioration de l'efficacité des intrants ("Intensification écologique")
	Intrants biologiques	Accroissement de la compétitivité et réduction des impacts sur la biodiversité et la santé humaine par substitution d'intrants de synthèse par des intrants biologiques
Intrants endogènes	Biodiversité	Accroissement de la compétitivité à partir de l'accroissement de la biodiversité et des services écosystémiques ("Agriculture écologiquement intensive")

Tableau 2.2. Caractéristiques clés de systèmes d'élevage (adapté de (Duru *et al.*, 2015a; Duru *et al.*, 2015b))

La première voie de modernisation vise à faire face aux problèmes environnementaux en augmentant l'efficacité d'utilisation des ressources (par exemple, les engrais, les pesticides, l'eau, les aliments pour le bétail), le recyclage des déchets ou sous-produits d'un sous-système dans un autre (Kuisma *et al.*, 2013) et l'application de bonnes pratiques agricoles (Ingram, 2008) ou les technologies de précision de l'agriculture (Rains *et al.*, 2011). Une variante est basée sur le remplacement des intrants de synthèse par des intrants biologiques : intrants organiques (Singh *et al.*, 2011) ou organismes génétiquement modifiés (Godfray *et al.*, 2010). Conformément à la classification de Hill (Hill, 1998), ces deux logiques sont appelées respectivement efficacité et substitution (Duru *et al.*, 2015a; Duru *et al.*, 2015b). Elles consistent généralement à modifier de façon incrémentielle les pratiques culturales ou de gestion des animaux dans les systèmes spécialisés pour se conformer à la réglementation environnementale, tout en préservant la compétitivité économique (Duru and Therond, 2015).

La deuxième voie vise à améliorer fortement le niveau de services fournis par les écosystèmes *sensu largo* (la plante, le sol, l'animal, le paysage) et à renforcer leur résilience, c'est-à-dire le maintien de leur niveau au fil du temps face aux pressions externes. S'agissant de services fournis à l'agriculture (Zhang *et al.*, 2007), la communauté française parle de services intrants (Le Roux *et al.*, 2008). La fourniture de ces services dépend beaucoup de la biodiversité planifiée et associée et plus généralement de l'état de l'écosystème. La biodiversité planifiée (cultivée) est déterminée par la combinaison spatio-temporelle d'espèces végétales et animales intentionnellement intégrées par l'agriculteur dans l'écosystème agricole. La biodiversité associée est déterminée par la distribution spatiotemporelle de la biodiversité planifiée et les pratiques qui modifient l'état de l'écosystème comme le (non)travail du sol et les implantations d'infrastructures paysagères. Plus généralement les pratiques agricoles conditionnent la biodiversité végétale et animale présente dans l'écosystème et l'état des composantes biotiques et abiotiques de l'écosystème. De ce fait, elles déterminent l'intégrité ou santé des écosystèmes (sl) notamment de l'animal. Par exemple, la surface allouée par animal au pâturage, mais surtout en bâtiment, contribue à leur santé. Les pratiques agricoles qui permettent d'établir un état favorable à l'expression des services visent donc à augmenter l'intégrité ou la santé des écosystèmes (sl) au travers du contrôle des variables lentes relatives au sol, à l'animal et au paysage pour *in fine* augmenter la résilience des services fournis. Cette logique d'agriculture se traduit généralement par la fourniture de services écosystémiques (régulation du climat par séquestration du carbone), la réduction des impacts environnementaux, et une amélioration du bien-être animal. Elle tente de repositionner l'agriculture au cœur des systèmes écologiques, sociaux et économiques locaux, en valorisant au mieux les ressources naturelles locales. Elle nécessite une forte restructuration des systèmes agricoles. Elle introduit un changement de paradigme dans la vision des innovations et des systèmes agricoles, en particulier dans leurs objectifs et les performances attendues (Caron *et al.*, 2014). Elle conduit à modifier fortement la vision, le rôle et la gestion de l'environnement (la nature) dans la production agricole (Levidow *et al.*, 2012). Le développement d'une agriculture fondée sur la biodiversité nécessite une forte restructuration des systèmes agricoles. Elle nécessite donc une reconception des systèmes agricoles selon la nomenclature de Hill (Hill, 1998). Le changement de paradigme sous-jacent à une agriculture basée sur l'agrogradation des processus écologiques est généralement défini comme l'agroécologie (Encart 2).

Encart 2 : L'agroécologie vue comme une déclinaison des concepts de l'écologie en agriculture : du champ cultivé aux agroécosystèmes (extraits des « Les mots de l'agronomie »)

L'agroécologie propose une révision des modes de production, révision qui repose sur l'utilisation des principes et concepts issus de l'écologie (Gliessman, 2007) afin de répondre à un double objectif. Le premier est d'optimiser leur productivité sur la base de concepts écologiques, tout en renforçant leur capacité de résilience face à de nouvelles incertitudes imposées par le changement climatique et la volatilité des prix agricoles et alimentaires. Le second consiste à maximiser les services écologiques susceptibles d'être fournis par les agrosystèmes et à en limiter les impacts négatifs, en particulier par une moindre dépendance aux ressources fossiles. L'agroécologie se réfère alors à un ensemble de pratiques agricoles dont la cohérence repose sur l'utilisation des processus écologiques et la valorisation de l'(agro)biodiversité.

L'agroécologie est alors vue comme un ensemble de méthodes et de pratiques pour une agriculture respectant les ressources naturelles. Au cours des années 1980, Miguel Altieri (Altieri, 2002) et Stephen Gliessman (Gliessman, 1990), la définissent alors comme un ensemble de méthodes et de pratiques socle d'une révision des liens entre agriculture et écosystèmes dont le but est de garantir la préservation des ressources naturelles. De Schutter résume cette définition de l'agroécologie par « la recherche des moyens d'améliorer les performances environnementales et techniques des systèmes agricoles en imitant les processus naturels, créant ainsi des interactions et synergies biologiques bénéfiques entre les composantes de l'agroécosystème » (De Schutter, 2014). L'agroécologie est alors considérée comme un cadre d'action et d'innovation qui propose des concepts, des outils et des pratiques facilitant la transition vers des systèmes durables. À l'inverse, l'agroécologie n'est pas qualifiée comme un mode de production défini par un ensemble de pratiques telle que l'agriculture biologique, la production ou la protection intégrée des cultures. Aucune réglementation ni certification n'est associée à ce terme.

Duru *et al.* ont clairement montré que la part de la production agricole permise par les services intrants est plus ou moins importante selon le paradigme sur lequel les systèmes agricoles sont basés (Figure 2.12) (Duru *et al.*, 2015b; Duru *et al.*, 2016). Sur la base de cette représentation, nous identifions les différentes formes majeures de l'élevage au carrefour de systèmes d'élevage, des systèmes alimentaires et des dynamiques locales. Nous clarifions tout d'abord les différentes logiques d'élevage selon la place et la fonction des services écosystémiques ou des apports anthropiques dans le processus de production agricole. Ensuite, pour chacune de ces trois logiques, nous identifions les interactions possibles avec les systèmes alimentaires et les dynamiques territoriales.

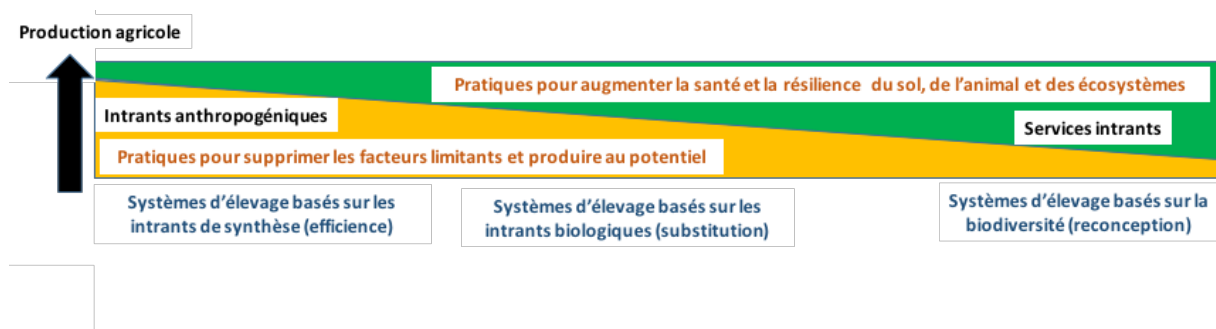


Figure 2.12. Systèmes d'élevage selon la part de la production permise par les intrants exogènes ou les services écosystémiques (adapté de Duru *et al.* (Duru *et al.*, 2016))

2.3.1.2. Logiques de systèmes d'élevage selon la nature des intrants

Intrants de synthèse

Les systèmes d'élevage basés sur les intrants de synthèse cherchent à faire face à des contraintes économiques et à la réglementation environnementale en optimisant l'utilisation des intrants selon les besoins des plantes et des animaux, ce qui permet de limiter les pollutions (émissions dans le sol et l'atmosphère, résidus de produits phytosanitaires). L'un des défis est d'évaluer avec précision le niveau et la dynamique des services intrants dans l'espace (plantes) et le temps (plantes, animaux) afin d'optimiser le niveau des apports anthropiques nécessaires pour atteindre le niveau de production visé. Les technologies de l'agriculture de précision à base de capteurs positionnés dans le sol, sur les machines, les animaux ou dans les drones, les avions et les satellites permettent de surveiller le niveau des différentes variables et d'optimiser les intrants à appliquer. Ils sont surtout développés pour gérer les nutriments, surtout d'azote, les mauvaises herbes (par exemple, le désherbage robots, ciblé les applications de pesticides) et l'alimentation des animaux (rationnement, complémentation, surveillance des chaleurs...). Toutes ces technologies peuvent permettre aux systèmes agricoles ainsi d'accroître l'efficacité d'utilisation des intrants, de réduire les impacts environnementaux et, en fonction du coût des technologies, les performances économiques. Amortir ces technologies peut cependant conduire les agriculteurs à augmenter la taille de leur exploitation afin d'atteindre l'économie d'échelle adaptée. Les réglementations environnementales peuvent les inciter à des changements tels que la mise en œuvre de plantes de couverture dans les zones vulnérables ou des surfaces minimales d'épandage (monogastriques). Dans ce cas, les cultures de couverture sont mises en œuvre selon les règles prescrites en matière de semis et de dates de destructions.

Intrants biologiques

Considérant la réticence de la société aux pesticides de synthèse pour des raisons de santé humaine et des écosystèmes, certains agriculteurs cherchent à remplacer ces intrants de synthèse par des intrants biologiques tout en conservant un système d'élevage spécialisé. Au-delà de l'utilisation classique des engrais organiques comme substitut aux engrais de synthèse, de nouvelles pratiques liées à la lutte biologique se développent pour imiter le fonctionnement écologique des agroécosystèmes diversifiés. En mettant en œuvre les ennemis naturels des cultures développés industriellement (par exemple trichogramme dans le maïs) et d'autres organismes pourvoyeurs de services (par exemple, azotobacters, probiotiques, champignons mycorhiziens, bio-stimulants pour le sol et les animaux), les agriculteurs cherchent à développer des processus biologiques qui sous-tendent le fonctionnement des écosystèmes naturels (Philippot *et al.*, 2013). Il s'agit aussi de nouvelles thérapeutiques visant une gestion sanitaire intégrée. Par exemple, il a été montré récemment qu'un polysaccharide marin-sulfaté, préparé à partir d'une macroalgue verte, agit comme un composé antibactérien contre 42 souches bactériennes et isolats trouvés chez les animaux d'élevage (Berri *et al.*, 2016)

Services écosystémiques et biodiversité

La fourniture de services intrants nécessite une diversité d'espèces, de variétés ou de races, en vue de développer des synergies entre les différents composants du système d'élevage (cultures, prairies et animaux). Pour les cultures, il s'agit d'augmenter leur diversité dans l'espace (par exemple, les cultures intercalaires, les bordures de champs diversifiés) et le temps (rotations de cultures et couverture du sol), et aussi de minimiser les perturbations mécaniques et chimiques portant préjudice au fonctionnement biologique du sol ; pour les prairies cette diversité repose surtout sur les associations plurispécifiques incluant les légumineuses (Duru *et al.*, 2015b). Pour les animaux, ce peut être l'ingestion de plantes ayant un pouvoir anthelminthique (Collas *et al.*, 2016; Hoste *et al.*, 2006; Hoste *et al.*, 2015 ; Quijada *et al.*, 2015) pour réduire l'usage de médicaments, l'association de ressources fourragères grossières et fines pour favoriser l'ingestion (Ginane *et al.*, 2002). Pour les herbivores, la diversification des ressources alimentaires suppose de conserver la même densité en énergie et protéine si l'objectif est d'atteindre les mêmes performances. Lorsque des intrants exogènes, synthétiques ou biologiques sont nécessaires à l'augmentation du niveau de production au-delà de celui permis par les seuls SE, ils doivent être utilisés avec parcimonie pour ne pas réduire les avantages permis par les SE à court et à long terme (Pisante *et al.*, 2015).

Plus généralement, ce type d'agriculture repose sur la préservation de l'intégrité des entités de gestion (les plantes, les sols, les paysages, les animaux) (Kandziora *et al.*, 2013) en vue de réduire leur vulnérabilité (de Goede *et al.*, 2013) ou d'améliorer leur « santé » (Vieweger and Döring, 2015) ou résilience (Döring *et al.*, 2015). Les propriétés à rechercher sont par exemple, la capacité d'un écosystème à (i) stocker les nutriments, l'énergie et l'eau lorsque ces ressources sont disponibles et à les libérer lorsque nécessaire, (ii) fournir des habitats appropriés pour les espèces différentes d'intérêt pour fournir des services de régulation. Pour les plantes, cet objectif nécessite de promouvoir la vie biologique du sol par exemple, en supprimant le travail du sol ; pour les animaux domestiques, ce peut être les modes d'élevage du jeune, le choix d'une date de mise à la reproduction pas trop précoce et une densité animale pas trop importante pour le bien être... (de Goede *et al.*, 2013).

Les agriculteurs doivent gérer trois propriétés clés de l'écosystème agricole pour développer le niveau de la production et de la résilience des SE (Biggs *et al.*, 2012) : la diversité et la redondance, la connectivité et l'état des variables lentes. La première propriété a été définie ci-dessus. La connectivité entre les entités biophysiques détermine la circulation des matières, d'organismes et d'énergie. Elle détermine les capacités de dispersion des espèces entre les habitats (Tscharntke *et al.*, 2005) et contribue ainsi à la performance du système. Les variables lentes concernent par exemple la matière organique du sol et les réseaux trophiques. Elles déterminent la dynamique des variables rapides, par exemple, la minéralisation de l'azote, la réserve en eau et les régulations biologiques. La gestion à court, moyen et long terme des variables lentes détermine le fonctionnement quotidien (disponibilité en azote et phosphore), annuel (structure du sol) et à long terme (dynamique des matières organiques, santé des animaux).

Ces trois logiques peuvent mobiliser les nouvelles technologies de l'information (Encart 3).

Encart 3 : Agriculture numérique et nouvelles technologies

Les nouvelles technologies de l'agriculture numérique permettent de mieux contrôler les états des plantes et des animaux et d'optimiser les apports d'intrants (engrais, fertilisants, concentrés). Au-delà de ce type de « smart » agriculture, quelques initiatives portent sur des bases de connaissance permettant de capitaliser et partager des expériences. Ce dernier type de dispositif est particulièrement adapté pour des agricultures basées sur les services intrants pour lesquels l'incertitude sur les relations pratiques-biodiversité et biodiversité-performances est grande (Duru *et al.*, 2015b).

Dans un autre domaine, des méthodes d'analyse rapides, non invasives pour identifier facilement la qualité des produits permettraient de mieux valoriser des produits pour leur qualité. Ainsi, les viandes rouges ont actuellement des profils en acides gras très dépendant des modes d'alimentation, sans que cette composition soit actuellement caractérisée et tracée. Des analyses dans le proche infrarouge pourraient être faites à l'abattoir pour trier les carcasses et ainsi mieux valoriser celles présentant un meilleur profil.

2.3.1.3. Formes d'élevage selon leur inscription dans les systèmes alimentaires et les dynamiques locales

Systèmes alimentaires et dynamiques territoriales

Les exploitations d'élevage sont intégrées dans les systèmes alimentaires qui comprennent les institutions, les entreprises, les technologies et les pratiques pour la production et la transformation des matières premières, ainsi que la distribution, la commercialisation et la consommation des aliments ; les premières catégories d'activités constituant la filière (Foran *et al.*, 2014). Nous définissons les formes d'élevage par la nature et l'intensité d'insertion des systèmes d'élevage dans les systèmes alimentaires. Ces systèmes alimentaires influencent non seulement ce qui est consommé et comment le produit est fabriqué, mais aussi l'accès à la nourriture et la possibilité de choisir sa qualité (Capone *et al.*, 2014). Les systèmes alimentaires mondialisés se sont fortement développés ces dernières décennies avec une forte incidence sur l'homogénéisation des systèmes alimentaires nationaux (Khoury *et al.*, 2014) et sur la santé (Monteiro *et al.*, 2013). A l'opposé, il existe des systèmes alimentaires territorialisés, très intégrés dans les dynamiques territoriales pour la gestion des ressources, par exemple au travers de l'économie circulaire (Encart 4), ou par la mise en marché des produits de l'agriculture.

Encart 4 : Ecologie industrielle et économie circulaire

Dumont *et al.* (2013) ont proposé cinq principes permettant d'améliorer l'efficacité de l'élevage : i) optimiser le fonctionnement des systèmes d'élevage pour réduire les pollutions, ii) utiliser des ressources naturelles et des coproduits pour diminuer les intrants nécessaires à la production iii) développer des pratiques de gestion intégrée pour améliorer la santé animale, iv) valoriser la diversité dans les élevages pour renforcer leur résilience, et v) adapter les pratiques d'élevage pour préserver la biodiversité dans les agroécosystèmes et les services écosystémiques associés (Dumont *et al.*, 2013).

Le premier principe relève de l'économie circulaire, les trois derniers de l'agroécologie (Encart 1) et le second des deux domaines.

L'économie circulaire, un domaine de l'écologie industrielle, vise à limiter l'utilisation des ressources naturelles qui sont limitées par une meilleure fermeture des cycles de l'énergie et des nutriments. Le développement du recyclage repose sur le fait que les sorties ou les déchets d'un processus devient un intrant pour un autre. Ce recyclage nécessite des coordinations entre agents économiques.

Un exemple type d'économie circulaire est celui de la méthanisation lorsqu'elle repose sur l'utilisation principale des déjections des élevages, ou bien celui de l'utilisation des produits résiduels des villes pour fertiliser les champs. Le bouclage des cycles (matière, énergie) pour économiser les ressources nécessaires à la production, et diminuer les pollutions, présente un intérêt surtout pour des systèmes d'élevage ayant un faible lien au sol (approche métabolique des systèmes productifs), alors que les ruminants peuvent mobiliser des principes des deux domaines (Dumont *et al.*, 2013) ; les principes de l'agroécologie prenant le pas sur ceux de l'économie circulaire lorsque la biodiversité permet de produire des services écosystémiques. En effet, pour les élevages de ruminants, l'analyse des services fournis par les prairies amène plutôt à mobiliser le cadre d'analyse des services écosystémiques (Thomas *et al.*, 2014), en distinguant les services intrants, les services de régulation à l'échelle du bassin versant et de la planète (Moraine *et al.*, 2014). Cette distinction entre approche métabolique et écosystémiques des systèmes d'élevage permet d'examiner les performances des systèmes de polyculture-élevage selon que sont mises en œuvre des complémentarités ou des synergies entre les ateliers (Moraine *et al.*, 2016).

Les systèmes d'élevage peuvent donc être examinés selon qu'ils s'inscrivent plutôt dans des systèmes alimentaires mondialisés ou qu'ils sont ancrés dans des dynamiques territoriales pour la valorisation des ressources naturelles ou la mise en marché de produits ayant un ancrage dans un territoire (Figure 2.13). Ces formes d'agriculture territorialisées et fondées sur la fourniture de services intrants rentrent sous l'ombrelle de l'agroécologie vue comme un développement agricole et alimentaire durable (Encart 5). Pour chacun des trois types de système d'élevage caractérisés par la nature des intrants (synthèse, biologique, biodiversité), nous caractérisons ci-dessous les principaux types d'interactions qu'elles peuvent développer avec les systèmes alimentaires mondialisés et avec les dynamiques territoriales (locales) comme indiqué sur la figure 2.13.



Figure 2.13. Systèmes alimentaires globaux et dynamiques territoriales au sein desquels les systèmes d'élevage sont embarqués

Encart 5 : L'agroécologie vue comme le développement agricole... et alimentaire durable (extraits de « Les mots de l'agronomie »)

Les enjeux de durabilité conduisent à une révision des modèles de production agricoles et alimentaires. Les agroécosystèmes doivent garantir non seulement une fonction de production mais aussi un ensemble de services écologiques – par exemple préservation de la ressource en eau, pollinisation, contrôle des ravageurs - et sociaux tels que le maintien d'un tissu rural, l'emploi et l'équité ((Dale and Polasky, 2007; MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005). De tels enjeux exigent la prise en compte des composantes non seulement biotechniques mais aussi sociales de l'agriculture. L'agroécologie traduit le croisement des sciences agronomiques, environnementales et sociales afin de constituer une source d'innovations pour une reconstruction et une gestion durables des agroécosystèmes (Gliessman, 2007 ; Tomich *et al.*, 2011). Les agroécosystèmes sont appréhendés au-delà d'une approche biotechnique en s'intéressant aux facteurs politiques et économiques qui en déterminent l'organisation. La contribution des sciences humaines et sociales permet de placer les acteurs au centre du processus d'innovation. Warner préconise pour cela une combinaison des savoirs empiriques, portés par les agriculteurs, et des connaissances scientifiques, par plusieurs disciplines, sources d'innovations et d'actions (Warner, 2007).

Au début des années 2000, la définition de l'agroécologie connaît un nouvel élargissement, l'échelle d'étude passant de l'agroécosystème à l'ensemble du système alimentaire appréhendé dans ses dimensions écologiques, économiques et sociales (Francis *et al.*, 2003). Francis *et al.* et Gliessman considèrent l'agroécologie comme « une science d'application des principes et concepts de l'écologie pour la construction de « systèmes alimentaires durables » (Francis *et al.*, 2003 ; Gliessman, 2007).

Les contours de l'agroécologie, vus par les scientifiques, ont évolué au cours du temps. Bien que l'agronomie et l'écologie soient les racines disciplinaires de l'agroécologie, les sciences sociales et humaines (sociologie, économie, géographie) y contribuent actuellement (Dalgaard *et al.*, 2003).

Parallèlement, l'agroécologie est passée d'une approche centrée sur le champ cultivé à une approche globale incluant les relations entre les agroécosystèmes et les exploitations agricoles qui les composent. Aujourd'hui, les définitions proposées par Francis *et al.* et Gliessman ne se rapportent plus à une échelle spatiale privilégiée mais s'intéressent à « l'écologie des systèmes alimentaires » dont les composantes techniques, économiques, sociales et politiques se déclinent à différents niveaux d'organisation (Francis *et al.*, 2003 ; Gliessman, 2007).

Systèmes d'élevage basés sur les intrants de synthèse pour la production de matières premières

Les systèmes d'élevage basés sur les intrants de synthèse sont généralement intégrés dans des systèmes alimentaires globalisés (Figure 2.14 - quadrant en bas à gauche), (Marsden, 2013). Il s'agit de marchés de composés ; les produits étant souvent considérés comme des minerais. L'approvisionnement (concentrés, machines) se fait aussi sur un marché mondialisé. Le pouvoir est généralement concentré dans les grandes firmes ou coopératives (O'Kane, 2012). Ce type d'élevage peut concerner des agricultures de firme mais aussi des exploitations familiales. La logique d'économie d'échelle passe souvent par l'agrandissement des structures qui peut atteindre en Europe des dimensions importantes... (ferme des 1 000 vaches ; club...), et par des économies d'agglomération (et de spécialisation) pour réduire les coûts d'approvisionnement et de collecte.

L'amélioration des performances économiques, environnementales (émission de méthane, fuite d'azote), sociales (allègement du travail) et de santé (équilibre entre acides gras) repose sur le développement de la génétique, des technologies (agriculture et élevage de précision), et des bonnes pratiques. En raison des spécificités du produit ou de fixation des prix, les agriculteurs peuvent avoir des contrats pour certaines productions. Leur résilience économique face aux risques biophysiques peut être prise en charge par les assurances proposées par les filières ou les banques. Ces assurances peuvent conduire les agriculteurs à augmenter la part des cultures de vente surtout en cas de monocultures (Muller and Kreuer, 2016). En raison de leur forte intégration dans les chaînes d'approvisionnement, ces systèmes d'élevage sont souvent mal reliés aux enjeux locaux de gestion des ressources naturelles. C'est pourquoi les stratégies mises en œuvre conduisent souvent à des conflits concernant par exemple le déficit en eau pour l'irrigation (Murgue *et al.*, 2015), mais aussi la qualité de l'eau (pollution), et l'érosion des sols non couverts (Souchère *et al.*, 2010). Un exemple typique de ce découplage entre le marché mondial et les questions environnementales locales est le marché mondial du soja qui a considérablement augmenté depuis les années 1990. Les impacts environnementaux sont observés

dans les zones à forte concentration des élevages, mais aussi dans les régions où le soja est cultivé (par exemple, pollution et déforestation) (Billen *et al.*, 2014).

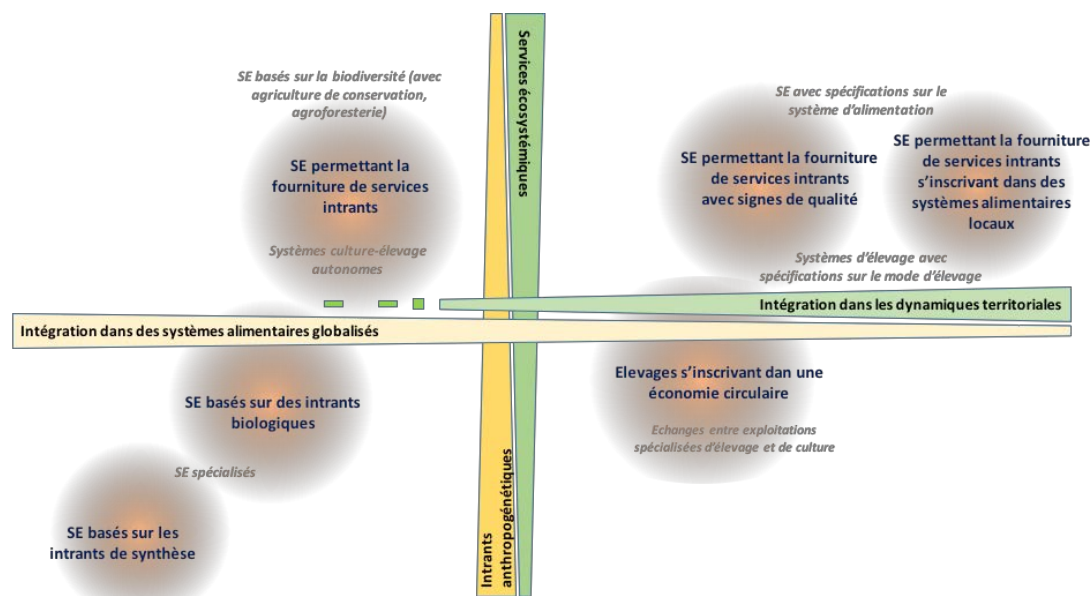


Figure 2.14. Six formes clés d'élevage (SE) selon qu'ils sont basés sur les services écosystémiques ou les intrants de synthèse (axe Y) et selon leur inscription dans des systèmes alimentaires mondiaux et les dynamiques territoriales (axe X) ; adapté de Duru et al. (Duru *et al.*, 2016)

Systèmes d'élevage basés sur des intrants biologiques et organiques pour des raisons sanitaires et/ou environnementales

Les systèmes agricoles basés sur des intrants biologiques et organiques sont le plus souvent aussi intégrés dans les systèmes alimentaires globaux pour l'achat d'intrants biologiques (par exemple les bio-stimulants et les bio-pesticides) et la vente de produits bruts qui alimentent les marchés régionaux ou mondiaux. Il s'agit toujours de systèmes d'élevage simplifiés en termes de biodiversité. Deux sous types peuvent être distingués selon que la substitution s'opère à l'échelle de la ferme ou du territoire.

A l'échelle de la ferme, la substitution consiste à remplacer les intrants de synthèse par des intrants organiques ou biologiques, de manière partielle (polyculture-élevage avec légumineuses) ou totale comme en agriculture biologique par exemple. Cette substitution peut concerner les fertilisants, les pesticides et les médicaments apportés aux animaux (Figure 2.14 - quadrant en bas à gauche de l'axe central). Dans le cas d'un label bio, les produits donnent accès à une filière spécifique pour la collecte (lait) et la mise en marché (tous produits).

Ces systèmes peuvent aussi évoluer en remplaçant les intrants de synthèse par des intrants organiques fournis à l'échelle locale (Figure 2.14 - quadrant en bas à droite). Il s'agit d'échanges entre entreprises participant au développement d'une économie circulaire. Là encore, l'objectif est d'accroître l'efficacité de l'utilisation des ressources par le développement et la structuration des échanges de matières et d'énergie le plus souvent au niveau local, soit pour réduire l'utilisation d'intrants de synthèse, soit pour optimiser l'utilisation de ressources locales. Dans les deux cas, on parle de substitutions reposant sur des échanges d'intrants agricoles, de produits, sous-produits et déchets. L'environnement est alors considéré au travers de préoccupations portant sur la rareté des ressources, la pollution et la limitation des déchets. Cette forme d'intégration territoriale des activités économiques peut permettre par exemple de développer : (i) l'utilisation de matières organiques dérivées de déjections animales ou de déchets verts pour améliorer l'état du sol organique du sol, (ii) l'utilisation de produits agricoles à des fins énergétiques (cultures dédiées ou résidus tels que la paille), (iii) l'utilisation de sous-produits de l'agro-industrie pour l'alimentations des animaux. Dans cette forme d'intégration territoriale, les échanges entre les exploitations spécialisées en grande culture et en élevage (fumier, paille ou même les aliments pour

animaux) peuvent se développer sans pour autant remettre en cause la succession de cultures (Moraine *et al.*, 2016). Les questions de logistique (transport, transformation) et économiques (stabilité du marché) peuvent être gérées directement par les agriculteurs ou par la filière (Moraine *et al.*, 2014; Moraine *et al.*, 2016). Les échanges peuvent également être développés entre les élevages et d'autres opérateurs d'une filière (transformation des aliments, transport) ou avec d'autres secteurs d'activité (produisant par exemple des déchets organiques) (Nitschelm *et al.*, 2016). En conséquence, les systèmes agricoles à base de substitution, peuvent tout à la fois être intégrés dans une filière mondialisée pour la commercialisation de leurs produits et dans le territoire au travers de l'économie circulaire. Par exemple, un élevage biologique basé sur une faible diversité de cultures peut être fortement intégré dans les échanges locaux pour obtenir des engrais organiques (Fernandez-Mena *et al.*, 2016).

Systèmes d'élevage basés sur la recherche d'autonomie ou de valorisation des produits

Pour les systèmes d'élevage basés sur la biodiversité, il existe un gradient d'intégration territoriale. On peut distinguer une recherche d'autonomie au niveau de la ferme ou au niveau du territoire par des échanges entre exploitations spécialisées. Une autre stratégie repose sur l'ancrage territorial de la production par la mise en place de signes de qualité ou de circuits courts pour mieux valoriser les produits.

Dans la logique d'une recherche d'autonomie au niveau de la ferme, ces formes d'élevage reposent sur l'augmentation de la diversité des plantes (légumineuses, rotations diversifiées, haies...) pour réduire le besoin en intrants de synthèse (engrais minéraux, antibiotiques), et sur la création de conditions pour réduire la vulnérabilité aux perturbations (climat pour la croissance des plantes, maladies pour les animaux). En outre, la recherche d'une autonomie alimentaire passe par le choix d'une diversité de ressources fourragères dont les compositions en énergie et en protéines permettent de couvrir les besoins alimentaires, voire d'espèces ou races d'animaux pour entre autre valoriser une diversité de ressources lorsque contrainte par le milieu (ex zones humides ou sèches) (Anderson *et al.*, 2012), (Figure 2.14 - quadrant haut gauche). Plus globalement, cette forme d'élevage repose sur l'intégration entre cultures et animaux. Des systèmes incluant des proportions importantes de légumineuses, y compris en interculture, joints à des modes de récolte performant (pâturage en flux tendus, ensilages précoces), permettent d'atteindre des performances par hectare et par animal très élevées du fait de l'équilibre et de la forte concentration en énergie et en protéine des ressources. De fait, il existe un gradient d'intégration selon le niveau de biodiversité et d'interactions entre composants du système d'élevage. Par exemple pour les ruminants, il peut s'agir de systèmes herbagers autonomes (avec une part de cultures pour l'autonomie en paille et protéines), de systèmes avec agriculture de conservation pour promouvoir la vie biologique du sol, mais dont les couverts végétaux sont pâturés, voire de systèmes avec agroforesterie où les haies servent d'ombrage aux animaux, les jeunes rameaux à la ration de base et les branchages à fabriquer du bois raméal fragmenté utilisé comme amendements. Plusieurs espèces animales peuvent coexister ou se succéder au pâturage pour bénéficier de complémentarités (utilisation de l'herbe) ou limiter des risques (parasitisme). De tels systèmes herbagers produisent des laits riches en oméga 3 mais qui souvent ne sont pas valorisés comme tels (Magrini and Duru, 2015). Pour les monogastriques, de tels systèmes peuvent aussi s'observer : ration provenant pour partie de l'herbe, arbres dont les baies peuvent être utilisées par les porcs ou volailles. Lorsqu'il n'y a pas de filières spécifiques, les produits sont vendus sur les marchés régionaux ou mondiaux.

Le développement des échanges entre exploitations de grande culture et d'élevage est un premier niveau d'intégration territoriale permettant d'offrir des possibilités de diversification (Figure 2.14 - quadrant haut centre-droit). Ces échanges peuvent permettre d'améliorer la teneur en matières organiques dans les exploitations de grande culture par application de fumier ou culture de la luzerne (Moraine *et al.*, 2014; Moraine *et al.*, 2016). Une autre forme d'intégration territoriale correspond au développement de produits animaux ayant un ancrage territorial reconnu par un label, et mis en vente ou non sur des marchés locaux (vente directe, circuits courts...) (Figure 2.14 - quadrant haut droit ; Encart 6). Comme les formes précédentes d'agriculture, les systèmes d'élevage fondés sur la biodiversité ou sur l'autonomie peuvent également être impliqués dans une économie circulaire. En outre, certains produits des systèmes d'élevage fondés sur la biodiversité peuvent être encore vendus sur les marchés mondiaux. Les marchés locaux et mondiaux coexistent alors et sont considérés comme complémentaires.

Le développement de systèmes alimentaires locaux, lorsqu'associés à une gestion collective du paysage correspond au niveau d'intégration territoriale le plus élevé. Il relève d'un paradigme d'éco-économie relocalisant l'agriculture et ses politiques au cœur des systèmes locaux de développement (Marsden, 2012). Les principales préoccupations portent sur la gestion des ressources naturelles, l'intégrité du paysage, la multifonctionnalité, le bien-être humain et les dynamiques sociales locales. Les acteurs investis dans ces dernières formes d'agriculture ont une vision sociale et politique de l'agroécologie. Ils considèrent qu'une forme aboutie de l'agroécologie porte sur un degré élevé d'autonomie alimentaire dans un territoire, associé à de fortes préoccupations éthiques sur les façons de produire (Encart 7).

Encart 6 : Positionnement des agricultures de labels

Les labels recouvrent une grande diversité de façon de produire. On peut déjà citer ceux pour lesquels le cahier des charges porte sur une obligation de moyens (l'agriculture biologique, nombre d'AOP) ou de résultats (filière Bleu Blanc Cœur). En outre, la plupart des signes de qualité peuvent s'inscrire dans plusieurs des six modèles que nous avons décrits. Ainsi, l'agriculture biologique peut relever de la logique de substitution ou de biodiversité selon le degré de services écosystémiques mobilisés. Dans le premier cas, il y a seulement remplacement des intrants de synthèse par des intrants biologiques, sans changement fondamental du système d'élevage. Dans le second cas, la logique des systèmes est modifiée, le plus souvent par la diversification des ressources alimentaires et la révision à la baisse des objectifs de production.

Les élevages s'inscrivant dans la logique de l'éco-économie font souvent valoir des façons de produire proches de la nature qui sont parfois reconnues par un label (label rouge, AOP, bio...). Si la plupart ont comme principe un lien au sol, l'intensité de ce lien est très variable au sein d'un signe de qualité selon la surface allouée à l'animal, la possibilité de pâturer effectivement, l'apport d'une diversité de ressources permise par exemple par l'agroforesterie. En France, peu de ces labels font explicitement référence à la valeur santé des produits animaux, alors que c'est le cas, notamment pour les ruminants au travers des labels « nourri à l'herbe » aux USA et en Hollande (Elgersma, 2015).

En France, les produits Bleu Blanc Cœur (BBC) garantissent une teneur élevée en oméga 3 (en général très déficitaire dans l'alimentation des pays occidentaux) par ajout de graines de lin extrudé. Est alors mis en avant la valeur santé des produits animaux portant ce label (Magrini and Duru, 2014). Pour les ruminants, le niveau de cet ajout dépend de la ration de base : il est élevé lorsque la ration est basée sur le maïs et faible ou nul pour une ration basée sur l'herbe. La filière BBC participe à la fois au soutien de la forme d'agriculture basée sur l'efficacité, mais parfois aussi sur celle basée sur la diversification/biodiversité lorsque les éleveurs s'appuient sur le fait que renforcer la place de l'herbe permet de bénéficier d'un prix du lait supérieur sans ajouter beaucoup de lin à la ration (Magrini and Duru, 2015).

Encart 7 : L'agroécologie vue comme un mouvement social (extraits de « Les mots de l'agronomie »)

L'agroécologie a souvent été portée, en France et ailleurs (voir l'exemple du Brésil, *in* (Wezel *et al.*, 2009)) par les mouvements sociaux. Elle a émergé progressivement en fédérant plusieurs initiatives locales mais aussi internationales (Ollivier *et al.*, 2011). Selon P. Rabhi, un des promoteurs de l'agroécologie en France, celle-ci se situe au-delà « d'une simple alternative agronomique. Elle est liée à une dimension profonde du respect de la vie et replace l'être humain dans sa responsabilité à l'égard du vivant ». Ces mouvements visent à promouvoir l'autonomie alimentaire et la reconstitution du lien social. Certains mouvements, principalement en Amérique du Sud, associent l'agroécologie au retour à une souveraineté alimentaire localisée, au maintien d'une agriculture familiale et au développement d'une agriculture écologique fondée sur de forts liens entre les productions animales et végétales (Altieri and Toledo, 2011). L'agroécologie repose ici sur une triple dimension, technique (par la mise au point et l'utilisation de pratiques centrées sur la valorisation des cycles naturels et la préservation des ressources), éthique (respect et intégrité du vivant, justice sociale) et politique (basée sur une analyse critique des modèles agricoles et alimentaires dits industriels). Cette vision est souvent éloignée des contours proposés par les scientifiques, même si certains pionniers comme Altieri (1999) ou le sociologue espagnol Eduardo Sevilla Guzmán sont fortement liés à ces mouvements.

2.3.2. Coexistence et dynamiques des formes d'élevage dans un territoire

2.3.2.1. Une approche multi niveaux pour comprendre les dynamiques d'innovations qui régissent la coexistence

Selon le cadre d'analyse de la *Multi Level perspective*, la dynamique des innovations et des façons de produire des biens et des services au sein des secteurs économiques ou des filières peuvent être examinées comme la résultante des interactions entre trois niveaux d'organisation (Geels, 2005), (Figure 12.5 - partie de gauche) :

- les *régimes socio-techniques* sont des configurations relativement stables associant des institutions, des techniques et des artefacts, ainsi que des réglementations, standards et normes de production, des pratiques et des réseaux d'acteurs. Plusieurs régimes peuvent co-exister. Le régime dominant (à l'échelle d'un pays, d'une région...) se caractérise par « l'ensemble de règles définies dans un complexe de produits, de qualifications et de procédures [...] imbriqués dans des institutions et des infrastructures » (Geels, 2005). Il combine des dimensions technologiques, scientifiques, industrielles, politiques, économiques, sociales et culturelles. La cohérence de ce réseau d'acteurs et de technologie qui sous-tend le système de production, amène à le qualifier de « régime sociotechnique ». Pour autant, les interactions que le régime sociotechnique peut avoir avec les deux autres niveaux sont susceptibles de le faire évoluer via des fenêtres d'opportunité en faveur de la nouveauté. Il existe donc plusieurs voies pour le déverrouiller.

- les *niches de production* sont des configurations instables de réseaux formels et informels d'acteurs d'où sont susceptibles d'émerger des innovations radicales. Elles sont constituées de petits réseaux d'acteurs attentifs aux inflexions contemporaines. Elles sont porteuses d'innovations d'ordre plus radical répondant à des attentes sociétales. Se situant souvent en dehors ou à la marge du régime dominant ("outsiders"), les acteurs des niches ne sont pas verrouillés par les routines et standards des acteurs du régime dominant. Ce positionnement leur permet d'innover de manière plus radicale en mobilisant des socles de connaissances et de compétences différents. La gamme des innovations est large : elles peuvent être d'ordre purement technologique, mais également concerner de nouvelles procédures, organisations, normes, nouveaux produits, etc. Si toutes les niches n'ont pas vocation à se développer, ni même à survivre, certaines, en se diffusant progressivement au sein du système conventionnel, contribuent à son déverrouillage, via une étape de transition. Certaines niches peuvent donc constituer des "ressorts" pour amorcer des transitions par hybridation avec le conventionnel (c'est-à-dire le régime sociotechnique dominant). Ces transitions conduisent à la production de technologies, produits, normes, etc. qui ne seront plus celles du système en place, ni nécessairement celles mêmes proposées par les niches, mais fonderont de nouvelles « pratiques » constituant les bases d'un nouveau régime (c'est-à-dire hybride).

- le *contexte global appelé « paysage »*, est caractérisé par le contexte démographique, social, politique, économique, environnemental. Ce niveau évolue sur le long terme (échelle pluri-décennales) et exerce une pression sur le régime sociotechnique, dont les normes (c'est-à-dire standards) de production (liées à un ensemble de connaissances, routines, infrastructures, etc.) peuvent se trouver en tension par rapport aux nouvelles tendances sociétales. Ces tensions peuvent se traduire, par exemple, par de nouvelles mesures réglementaires, telles les mesures du verdissement de la PAC. Il correspond à l'ensemble des facteurs externes aux régimes qui « cadrent » les interactions entre acteurs : valeurs culturelles, institutions politiques, problèmes environnementaux, etc.

L'ensemble de ces trois niveaux d'organisation en interaction est appelé système sociotechnique. Un régime sociotechnique associe les acteurs économiques, ainsi que les décideurs politiques et les associations de consommateurs qui peuvent peser sur les choix de production et de consommation. La dynamique du système sociotechnique est abordée par l'analyse du processus d'adoption et de diffusion des innovations portées par des niches, et la transformation du ou des régimes sociotechniques dominants sous la pression du développement de ces niches et des incitations et changements réglementaires provenant du niveau supérieur, le « paysage » (Smith and Stirling, 2010).

Adaptation pour l'analyse des systèmes agri-alimentaires

Initialement conçu pour examiner des transitions dans le domaine de l'énergie et des transports, ce cadre d'analyse a été récemment mobilisé pour analyser la transition des systèmes alimentaires (Morrissey *et al.*, 2014). Ces auteurs défendent l'idée qu'une transition basée sur toutes les dimensions de la durabilité nécessite une exploration de nouveaux modes de production et de la consommation, de nouvelles technologies et innovations et de nouvelles structures réglementaires et institutionnelles pour coordonner le changement (Figure 2.15 - partie de droite).

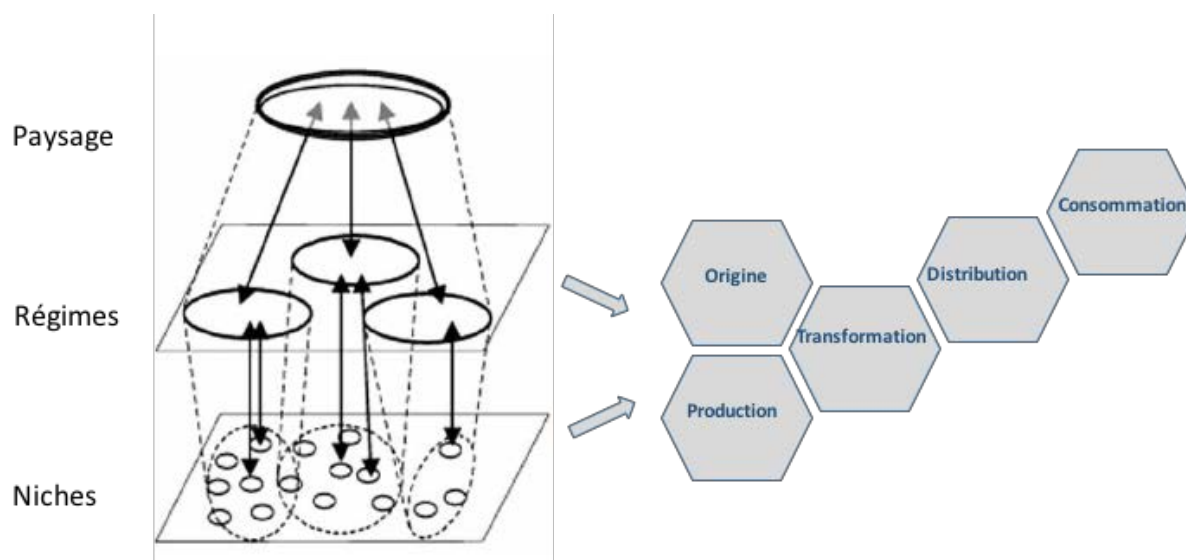


Figure 2.15. Représentation d'un système sociotechnique (adapté de (Morrissey *et al.*, 2014))

Actuellement, le régime sociotechnique promu par les politiques publiques est le modèle correspondant à une faible modernisation écologique de l'agriculture (Horlings and Marsden, 2011; Lamine, 2011). Ce modèle est dominant du fait de ses capacités à créer des situations de verrouillage technologique, organisationnelle et institutionnelle (Cowan and Gunby, 1996 ; David, 1985 ; Vanloqueren and Baret, 2009). L'agriculture biologique et les formes d'agriculture fondées sur des produits labellisés (AOP) correspondent à des régimes dans la mesure où les normes et règles sont bien définies. Ces régimes s'appuient sur des systèmes de production cohérents dans des configurations stabilisées de réseaux d'acteurs. Il s'agit toutefois de régimes de moindre importance en termes de volumes de production et surface de production concernés. On peut alors parler de régime sociotechnique « mineur », même si le marché est en croissance.

Les niches, quant à elles, correspondent à différentes filières de production et de commercialisation plus ou moins structurées, qui coexistent de façon complémentaire ou concurrentielle. Ces niches existent souvent sous forme de réseaux (en France, réseaux RAD-CIVAM pour l'agriculture durable). Ces réseaux promus par des groupes d'agriculteurs défendent des modes de production alternatifs, voire une idéologie spécifique (exemple : réseaux d'agriculture durable et solidaire). Actuellement, faute d'avoir pu développer des signes de qualité qui permettent une valorisation de leurs produits sur le marché (Fares *et al.*, 2010), ou d'obtenir des aides reconnaissant leur impact positif sur le territoire, ils restent à l'état de niche.

Pour résumer, selon cette approche, le système de production dominant (dénommé « régime sociotechnique ») évolue donc sous l'influence de certaines pressions de son environnement direct, telles que les attentes de la société ou le contexte réglementaire. Les adaptations à ces pressions restent des ajustements incrémentaux visant à maintenir le système en place. En revanche, l'évolution des attentes sociétales peut favoriser l'émergence de nouveaux espaces productifs fondés sur des innovations plus radicales. Ces niches d'innovation sont fondées sur de nouvelles techniques de production, d'organisation des échanges, de standards de consommation, etc. La dynamique de ces niches, différenciées du système de production dominant peut conduire ce dernier à changer, à entrer dans une transition, par un mécanisme de diffusion progressive des innovations proposées par les niches vers le système conventionnel.

2.3.2.2. Coexistence et dynamique des systèmes d'élevage dans les territoires (exemple des élevages laitiers)

Les qualifications en termes de régime sociotechniques et de niche nous permettent de représenter une grande diversité de systèmes d'élevage. Ci-dessous, nous prenons l'exemple de la production laitière en zones de plaine :

- *le système dominant* correspond à des exploitations familiales spécialisées et modernisées où l'ensilage de maïs tient une place importante, avec des investissements importants en bâtiment et mécanisation. Ces systèmes tendent à l'agrandissement pour réaliser des économies d'échelles en vue de réduire les coûts et augmenter la productivité du travail. Ce régime dominant peut prendre des formes variées susceptibles de préfigurer des évolutions futures telles des élevages très robotisés, rentrant dans une économie circulaire pour l'utilisation des produits organiques résiduels (PRO) ou l'utilisation des déjections pour la méthanisation, et ce en lien ou non avec un fort agrandissement correspondant à un passage d'une agriculture familiale à une agriculture de firme (Hervieu and Purseigle, 2013). La présence de deux productions animales (ruminants et monogastriques) ne correspond généralement pas à des systèmes basés sur la biodiversité : c'est généralement la faible surface agricole qui justifie l'addition d'un atelier hors sol pour augmenter le revenu. On peut quelquefois observer des niches d'innovation pour mieux vendre le produit (exemple : filière BBC mettant en avant l'enjeu santé (Oméga-3) puis environnemental (réduction de l'émission de méthane)), sans forcément changer le niveau de services écosystémiques (Magrini and Duru, 2014).

- *des régimes de niche* qui peinent à percer. Un premier type correspond aux systèmes herbagers qui fondent leur stratégie sur l'autonomie alimentaire des troupeaux mais aussi une certaine forme de souveraineté, c'est-à-dire autonomie décisionnelle (Coquil *et al.*, 2014). Dans la mesure où ces types d'exploitations d'élevage n'ont pas réussi à s'étendre ces dernières années malgré des performances économiques et environnementales satisfaisantes, le qualificatif de niche est adapté. La coexistence avec les systèmes conventionnels est souvent difficile notamment dans les zones où il y a de forts enjeux environnementaux, du fait qu'au-delà des pratiques, ces systèmes reposent sur des valeurs différentes (Diaz *et al.*, 2013). Ce régime de niche peut prendre des formes variées susceptibles de préfigurer des évolutions futures telles que : (i) des pré-vergers qui peuvent revenir au goût du jour dans certaines régions ; la présence des animaux renforçant les régulations biologiques permettant de réduire l'usage des pesticides ; (ii) l'association de deux espèces animales pour mieux exploiter le pâturage ; (iii) les circuits courts (vente directe de lait ou fromage) bien qu'assez peu développés dans les élevages de plaines ; (iv) les nouvelles formes de coopération entre éleveurs (échanges de matières entre exploitations de culture et d'élevage, notamment sur la base d'introduction de légumineuses fourragères dans des exploitations spécialisées en grandes cultures) (Moraine *et al.*, 2016). De manière plus limitée, certains éleveurs ont su concevoir des systèmes très intensifs à la fois pour la terre et l'animal tout en étant autonome, en constituant des ressources fourragères à forte densité en protéines et en énergie ; un tel système repose entre autre sur un sol couvert en permanence, une forte proportion de légumineuses, des cultures associées, des sursemis et le non labour (Duru, 2016).

Les cas d'étude ont été choisis de façon à illustrer chacune des six formes clés d'élevage (Figure 2.16). Dans le cadre de l'expertise collective, la diversité des systèmes de production sera représentée par des granges conceptuelles contrastées en fonction de régimes sociotechniques « dominants » appelés système « dominant » ; les régimes sociotechnique « mineurs » feront l'objet d'autres granges.

Dans de nombreux territoires français et européens, le déséquilibre actuel entre la capacité des écosystèmes à produire et la charge animale qui leur est attribuée est à l'origine de nombre des impacts négatifs environnementaux cités précédemment. Ainsi, dans les zones européennes à très haute densité animale, telles que la Bretagne, la Catalogne ou le Nord de l'Allemagne, une charge animale trop élevée conduit à des pollutions de l'eau par les nitrates et des émissions d'ammoniac même si cette concentration permet de hauts niveaux de production et la création d'emplois. A l'inverse dans des zones où l'élevage est concurrencé par les grandes cultures, la simplification des systèmes et le manque de fertilisation organique a conduit à des appauvrissements de la qualité des sols et une concurrence sur la ressource en eau avec comme corollaire de la disparition de l'élevage des niveaux de production faibles et une diminution de la vitalité rurale. Enfin, dans les

territoires herbagers, de nombreux services de qualité environnementale et culturels sont liés à des systèmes d'élevage liés à l'herbe, en particulier dans le cas de zones AOP aussi porteurs de lien social au niveau des territoires. Pourtant, les niveaux de production et le nombre d'emplois créés y sont moindres. De manière générale, la question du prix du foncier remet en question l'élevage dans les territoires français et européens.

En l'occurrence, on peut s'attendre à ce qu'un renforcement du lien au sol des élevages par une recherche d'autonomie alimentaire des animaux permette d'obtenir des systèmes moins dépendants des intrants – exemple d'exploitations de polyculture-élevage. Néanmoins pour passer à des formes d'élevage plus inscrites dans des dynamiques territoriales plutôt que dans des systèmes alimentaires mondiaux, des gouvernances spécifiques doivent être mises en place. On retrouve alors des systèmes très insérés dans leur territoire par des productions sous labels de qualité ou certifiés en Agriculture Biologique ou encore des démarches territoriales d'échanges entre céréaliers et éleveurs pour favoriser l'insertion de l'élevage dans le territoire. On observe sur la figure 2.16 une large diversité des systèmes alternatifs qui ont été explorés. Ces cas d'étude offrent un panel d'exemples de réussite française ou européenne qui même s'ils ont été développés dans des contextes particuliers, peuvent être des sources d'inspiration prometteuses pour favoriser une forte modernisation écologique de l'élevage français.

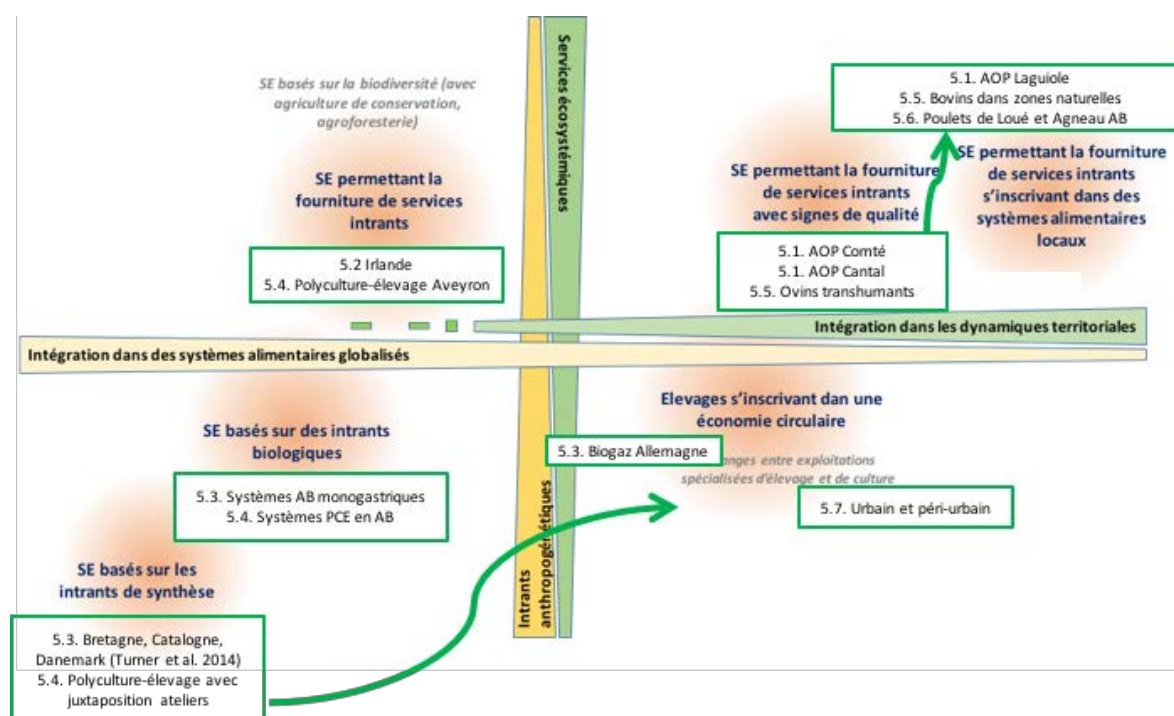


Figure 2.16. Exemples de certains cas d'étude du chapitre 6 et leviers d'évolution territoriaux repositionnés dans les six formes clés d'élevage (SE) proposées dans ce chapitre, adapté de Duru *et al.* (Duru *et al.*, 2016). Les formes d'élevage sont plus ou moins basées sur les services écosystémiques ou les intrants de synthèse (axe Y) et plus ou moins inscrites dans des systèmes alimentaires mondiaux et les dynamiques territoriales (axe X)

2.4. Conclusion

L'analyse de la littérature sur les relations agriculture-environnement a permis de construire les fondations scientifiques de la grange pour analyser les services et impacts de l'élevage et des produits animaux. L'élevage et les produits associés sont la résultante de processus multi domaines et multi niveaux mettant en jeu des ressources, du travail, des normes et des règles, des valeurs, ainsi que des outils économiques (taxes, subventions). Il en résulte tout un ensemble d'impacts sur les systèmes écologiques mais aussi sur les produits animaux qui sont à examiner en termes de services ou de nuisances à l'agriculture et à la société. L'analyse par type d'acteurs et par niveau d'organisation permet d'identifier les systèmes d'élevage et les systèmes

alimentaires associés qui sont vertueux de ceux qui amplifient des difficultés dans certains domaines. Dans ce cas, les modalités de définition de compromis doivent être précisées.

Le second apport de ce modèle conceptuel est l'élaboration d'une grille pour analyser la diversité des élevages et des produits associés, d'une manière transversale aux classifications classiques (conventionnelle vs biologique). Cette grille croise les façons de produire selon la nature des intrants (de synthèse ou provenant de la biodiversité) et l'insertion des élevages dans les systèmes alimentaires (globaux vs territorialisés). Elle permet ainsi d'examiner d'où viennent les intrants et où vont les produits. Elle permet d'approfondir les façons de produire (économie circulaire, organisation des paysages) et ainsi de traiter de services comme la vitalité territoriale et la qualité des produits. Complétée par une grille de lecture portant sur la dynamique des innovations, cette grille permet d'aborder la question de la coexistence des systèmes d'élevage dans un territoire, en distinguant le régime sociotechnique dominant des systèmes alternatifs le plus souvent présents à l'état de niche.

Cette analyse multi dimensionnelle de l'élevage et des produits animaux demanderait toutefois à être étendue pour mieux prendre en compte la santé humaine. Cet élargissement serait alors susceptible de « faire bouger les lignes » dans la mesure où les enjeux de santé, en complément des enjeux environnementaux et économiques, convergent vers une moindre consommation de produits animaux dans les pays occidentaux, mais aussi une consommation de produits animaux plus vertueux pour la santé en relation avec les modes d'élevage et d'alimentation.

2.5. Références bibliographiques

Alteri, M.A., 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 93 (1-3): 1-24. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00085-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00085-3)

Altieri, M.A.; Toledo, V.M., 2011. The agroecological revolution in Latin America: rescuing nature, ensuring food sovereignty and empowering peasants. *Journal of Peasant Studies*, 38 (3): 587-612. <http://dx.doi.org/10.1080/03066150.2011.582947>

Anderson, D.M.; Fredrickson, E.L.; Estell, R.E., 2012. Managing livestock using animal behavior: mixed-species stocking and flocks. *Animal*, 6 (08): 1339-1349. <http://dx.doi.org/10.1017/S175173111200016X>

Attard, E.; Le Roux, X.; Charrier, X.; Delfosse, O.; Guillaumaud, N.; Lemaire, G.; Recous, S., 2016. Delayed and asymmetric responses of soil C pools and N fluxes to grassland/cropland conversions. *Soil Biology & Biochemistry*, 97: 31-39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.02.016>

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>

Berri, M.; Slugocki, C.; Olivier, M.; Helloin, E.; Jacques, I.; Salmon, H.; Demais, H.; Le Goff, M.; Collen, P.N., 2016. Marine-sulfated polysaccharides extract of *Ulva armoricana* green algae exhibits an antimicrobial activity and stimulates cytokine expression by intestinal epithelial cells. *Journal of Applied Phycology*, 28 (5): 2999-3008. <http://dx.doi.org/10.1007/s10811-016-0822-7>

Biggs, R.; Schluter, M.; Biggs, D.; Bohensky, E.L.; BurnSilver, S.; Cundill, G.; Dakos, V.; Daw, T.M.; Evans, L.S.; Kotschy, K.; Leitch, A.M.; Meek, C.; Quinlan, A.; Raudsepp-Hearne, C.; Robards, M.D.; Schoon, M.L.; Schultz, L.; West, P.C., 2012. Toward Principles for Enhancing the Resilience of Ecosystem Services. In: Gadgil, A.; Liverman, D.M., eds. *Annual Review of Environment and Resources*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Environment and Resources), 421-428. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-051211-123836>

Billen, G.; Lassaletta, L.; Garnier, J., 2014. A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Global Food Security*, 3 (3-4): 209-219. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gfs.2014.08.003>

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

Capone, R.; Bilali, H.E.; Debs, P.; Cardone, G.; Driouech, N., 2014. Food System Sustainability and Food Security: Connecting the Dots. *Journal of Food Security*, 2 (1): 13-22. <http://dx.doi.org/10.12691/jfs-2-1-2>

Caron, P.; Biénabe, E.; Hainzelin, E., 2014. Making transition towards ecological intensification of agriculture a reality: the gaps in and the role of scientific knowledge. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 8: 44-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2014.08.004>

Cellier, P.; Rochette, P.; Durand, P.; Faverdin, P.; Kuikman, P.J.; Peyraud, J.L., 2014. Contribution of livestock farming systems to the nitrogen cascade and consequences for farming regions. *Advances in Animal Biosciences*, 5 (Supplements1): 8-19. [http://dx.doi.org/10.1016/S0141-8130\(03\)00058-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0141-8130(03)00058-8)

CGIAR Research Program on Water Land and Ecosystems (WLE), 2014. *Ecosystem services and resilience framework*. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute (IWMI), 40 p. <http://dx.doi.org/10.5337/2014.229>

Collas, C.; Sallé, G.; Dumont, B.; Cabaret, J.; Cortet, J.; Martin-Rosset, W.; Wimel, L.; Fleurance, G., 2016. Are sainfoin (*Onobrychis viciifolia*) or protein supplements alternatives to control small strongyle infection in horses ? *Plos One*, soumis pour publication.

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>

Cowan, R.; Gunby, P., 1996. Sprayed to Death: Path Dependence, Lock-in and Pest Control Strategies. *The Economic Journal*, 106 (436): 521-542. <http://dx.doi.org/10.2307/2235561>

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>

Dale, V.H.; Polasky, S., 2007. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics*, 64 (2): 286-296. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.05.009>

Dalgaard, T.; Hutchings, N.J.; Porter, J.R., 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 100 (1): 39-51. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00152-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00152-X)

David, P.A., 1985. Clio and the economics of qwerty. *American Economic Review*, 75 (2): 332-337.

de Goede, D.; Gremmen, B.; Rodenburg, T.B.; Bolhuis, J.E.; Bijma, P.; Scholten, M.; Kemp, B., 2013. Reducing damaging behaviour in robust livestock farming. *Njas-Wageningen Journal of Life Sciences*, 66: 49-53. <http://dx.doi.org/10.1016/j.njas.2013.05.006>

de Groot, R.S.; Alkemade, R.; Braat, L.; Hein, L.; Willemsen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7 (3): 260-272. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>

De Schutter, O., 2014. *Le droit à l'alimentation, facteur de changement*. New-York: Nations Unies, Conseil des droits de l'homme, (A/HRC/25/57), 30 p. http://www.srfood.org/images/stories/pdf/officialreports/20140310_finalreport_fr.pdf

Delanoue, E.; Dockes, A.; Roguet, C.; Magdelaine, P., 2015. Points de vue et attentes des acteurs de la société envers l'élevage. Un regard sur les principales controverses. 22. *Rencontres Recherches Ruminants*, 2-3 décembre 2015. Paris, 8 p. <http://www.harper-adams.ac.uk/events/ifsa-conference/papers/3/3.4%20Duru.pdf>

Diaz, M.; Darnhofer, I.; Darrot, C.; Beuret, J.-E., 2013. Green tides in Brittany: What can we learn about niche–regime interactions? *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 8: 62-75. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eist.2013.04.002>

Döring, T.F.; Vieweger, A.; Pautasso, M.; Vaarst, M.; Finckh, M.R.; Wolfe, M.S., 2015. Resilience as a universal criterion of health. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 95 (3): 455-465. <http://dx.doi.org/10.1002/jsfa.6539>

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., 2016. Les légumineuses en action : une lecture sociotechnique des enjeux et des verrous. *Fourrages*, accepté.

Duru, M.; Moraine, M.; Therond, O., 2015a. 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>

Duru, M.; Therond, O.; Martin, G.; Martin-Clouaire, R.; Magne, M.-A.; Justes, E.; Journet, E.-P.; Aubertot, J.-N.; Savary, S.; Bergez, J.-E.; Sarthou, J.P., 2015b. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (4): 1259-1281. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>

Duru, M.; Therond, O.; Roger Estrade, J.; Richard, G., 2016. Agriculture models at the crossroads of farming systems, food systems and territorial dynamics *Symposium IFSA 12th European IFSA Symposium*. Harper Adams University, UK.

Duvigneaud, P.; Denayeyer-De Smet, S., 1977. L'écosystème urbain bruxellois. In: Duvigneaud, P.; Kestemon, P., eds. *Travaux de la Section Belge du Programme Biologique International, Brussels*. Paris: Ed. Duculot, 581-597.

Elgersma, A., 2015. Grazing increases the unsaturated fatty acid concentration of milk from grass-fed cows: A review of the contributing factors, challenges and future perspectives. *European Journal of Lipid Science and Technology*, 117 (9): 1345-1369. <http://dx.doi.org/10.1002/ejlt.201400469>

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>

Fares, M.; Magrini, M.B.; Triboulet, P., 2010. Transition agro-écologique, innovation et effets de verrouillage: le rôle de la structure organisationnelle des filières. Le cas de la filière blé dur française. *ISDA 2010 Innovation and Sustainable Development in Agriculture and Food*. Montpellier. CIRAD, 20 p.

Fernandez-Mena, H.; Nesme, T.; Pellerin, S., 2016. Towards an Agro-Industrial Ecology: A review of nutrient flow modelling and assessment tools in agro-food systems at the local scale. *Science of the Total Environment*, 543, Part A: 467-479. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.032>

Folke, C.; Carpenter, S.R.; Elmqvist, T.; Gunderson, L.H.; Holling, C.S.; Walker, B., 2002. Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformations. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31 (5): 437-440. <http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447-31.5.437>

Folke, C.; Carpenter, S.R.; Walker, B.; Scheffer, M.; Chapin, T.; Rockström, J., 2010. Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability. *Ecology and Society*, 15 (4). <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss4/art20/>

Foran, T.; Butler, J.R.A.; Williams, L.J.; Wanjura, W.J.; Hall, A.; Carter, L.; Carberry, P.S., 2014. Taking Complexity in Food Systems Seriously: An Interdisciplinary Analysis. *World Development*, 61: 85-101. <http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2014.03.023>

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

Galloway, J.N.; Aber, J.D.; Erisman, J.W.; Seitzinger, S.P.; Howarth, R.W.; Cowling, E.B.; Cosby, B.J., 2003. The Nitrogen Cascade. *BioScience*, 53 (4): 341-356. [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0341:tnc\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0341:tnc]2.0.co;2)

Galloway, J.N.; Townsend, A.R.; Erisman, J.W.; Bekunda, M.; Cai, Z.g.; Freney, J.R.; Martinelli, L.A.; Seitzinger, S.P.; Sutton, M.A., 2008. Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science*, 320 (5878): 889-892. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1136674>

Garbach, K.; Milder, J.C.; DeClerck, F.A.J.; Montenegro de Wit, M.; Driscoll, L.; Gemmill-Herren, B., 2016. Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *International Journal of Agricultural Sustainability*. 1-22. <http://dx.doi.org/10.1080/14735903.2016.1174810>

Garnett, T., 2013. Food sustainability: problems, perspectives and solutions. *Proceedings of the Nutrition Society*, 72 (1): 29-39. <http://dx.doi.org/10.1017/s0029665112002947>

Geels, F.W., 2005. Processes and patterns in transitions and system innovations: Refining the co-evolutionary multi-level perspective. *Technological Forecasting and Social Change*, 72 (6): 681-696. <http://dx.doi.org/10.1016/j.techfore.2004.08.014>

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., 2005. Managing grassland for production, the environment and the landscape. Challenges at the farm and the landscape level. *Livestock Production Science*, 96 (1): 11-31. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livprodsci.2005.05.009>

Ginane, C.; Baumont, R.; Lassalas, J.; Petit, M., 2002. Feeding behaviour and intake of heifers fed on hays of various quality, offered alone or in a choice situation. *Animal Research*, 51 (3): 177-188. <http://dx.doi.org/10.1051/animres:2002016>

Gliessman, S.R., 1990. Agroecology: Researching the Ecological Basis for Sustainable Agriculture. In: Gliessman, S.R., ed. *Agroecology: Researching the Ecological Basis for Sustainable Agriculture*. New York, NY: Springer New York, 3-10. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4612-3252-0_1

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.

Godfray, H.C.J.; Beddington, J.R.; Crute, I.R.; Haddad, L.; Lawrence, D.; Muir, J.F.; Pretty, J.; Robinson, S.; Thomas, S.M.; Toulmin, C., 2010. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science*, 327 (5967): 812-818. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1185383>

Grêt-Regamey, A.; Weibel, B.; Bagstad, K.J.; Ferrari, M.; Geneletti, D.; Klug, H.; Schirpke, U.; Tappeiner, U., 2015. On the Effects of Scale for Ecosystem Services Mapping. *Plos One*, 9 (12): e112601. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0112601>

Guyomard, H.; Darcy-Vrillon, B.; Esnouf, C.; Marin, M.; Russel, M.; Guillou, M., 2012. Eating patterns and food systems: critical knowledge requirements for policy design and implementation. *Agriculture & Food Security*, 1 (1): 1-21. <http://dx.doi.org/10.1186/2048-7010-1-13>

Haines-Young, R.; Potschin, M.; Kienast, F., 2012. Indicators of ecosystem service potential at European scales: Mapping marginal changes and trade-offs. *Ecological Indicators*, 21: 39-53. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.004>

Henriksson, M.; Cederberg, C.; Swensson, C., 2014. Carbon footprint and land requirement for dairy herd rations: impacts of feed production practices and regional climate variations. *Animal*, 8 (8): 1329-1338. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114000627>

Hervieu, B.; Purseigle, F., 2013. *Sociologie des mondes agricoles*. Paris: Armand Colin (*U Sociologie*), 318 p.

Hill, S.B., 1998. Redesigning agroecosystems for environmental sustainability: A deep systems approach. *Systems Research and Behavioral Science*, 15 (5): 391-402. [http://dx.doi.org/10.1002/\(sici\)1099-1743\(199809\)15:5<391::aid-sres266>3.0.co;2-0](http://dx.doi.org/10.1002/(sici)1099-1743(199809)15:5<391::aid-sres266>3.0.co;2-0)

Horlings, L.G.; Marsden, T.K., 2011. Towards the real green revolution? Exploring the conceptual dimensions of a new ecological modernisation of agriculture that could 'feed the world'. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 21 (2): 441-452. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.01.004>

Hoste, H.; Jackson, F.; Athanasiadou, S.; Thamsborg, S.M.; Hoskin, S.O., 2006. The effects of tannin-rich plants on parasitic nematodes in ruminants. *Trends in Parasitology*, 22 (6): 253-261. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pt.2006.04.004>

Hoste, H.; Torres-Acosta, J.F.J.; Sandoval-Castro, C.A.; Mueller-Harvey, I.; Sotirakie, S.; Louvandini, H.; Thamsborg, S.M.; Terrill, T.H., 2015. Tannin containing legumes as a model for nutraceuticals against digestive parasites in livestock. *Veterinary Parasitology*, 212 (1-2): 5-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.vetpar.2015.06.026>

Huang, J.; Tichit, M.; Poulot, M.; Darly, S.; Li, S.; Petit, C.; Aubry, C., 2015. Comparative review of multifunctionality and ecosystem services in sustainable agriculture. *Journal of Environmental Management*, 149: 138-147. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.020>

Ingram, J., 2008. Agronomist–farmer knowledge encounters: an analysis of knowledge exchange in the context of best management practices in England. *Agriculture and Human Values*, 25 (3): 405-418. <http://dx.doi.org/10.1007/s10460-008-9134-0>

Janzen, H.H., 2011. What place for livestock on a re-greening earth? *Animal Feed Science and Technology*, 166-67: 783-796. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.055>

Kandziora, M.; Burkhard, B.; Müller, F., 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators*, 28: 54-78. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.006>

Kennedy, C.; Pincetl, S.; Bunje, P., 2011. The study of urban metabolism and its applications to urban planning and design. *Environmental Pollution*, 159 (8-9): 1965-1973. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.022>

Khoury, C.K.; Bjorkman, A.D.; Dempewolf, H.; Ramirez-Villegas, J.; Guarino, L.; Jarvis, A.; Rieseberg, L.H.; Struik, P.C., 2014. Increasing homogeneity in global food supplies and the implications for food security. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (11): 4001-4006. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1313490111>

Koschke, L.; Fürst, C.; Frank, S.; Makeschin, F., 2012. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological Indicators*, 21: 54-66. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.010>

- 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.; Iles, A.; Bacon, C., 2012. Diversified Farming Systems: An Agroecological, Systems-based Alternative to Modern Industrial Agriculture. *Ecology and Society*, 17 (4). <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05103-170444>
- Kuisma, M.; Kahiluoto, H.; Havukainen, J.; Lehtonen, E.; Luoranen, M.; Myllymaa, T.; Grönroos, J.; Horttanainen, M., 2013. Understanding biorefining efficiency – The case of agrifood waste. *Bioresource Technology*, 135: 588-597. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.038>
- Lamine, C., 2011. Transition pathways towards a robust ecologization of agriculture and the need for system redesign. Cases from organic farming and IPM. *Journal of Rural Studies*, 27 (2): 209-219. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2011.02.001>
- Lamine, C., 2015. Sustainability and Resilience in Agrifood Systems: Reconnecting Agriculture, Food and the Environment. *Sociologia Ruralis*, 55 (1): 41-61. <http://dx.doi.org/10.1111/soru.12061>
- Lassaletta, L.; Billen, G.; Grizzetti, B.; Garnier, J.; Leach, A.M.; Galloway, J.N., 2014. Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry*, 118 (1): 225-241. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-013-9923-4>
- 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.
- 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>
- Levidow, L.; Birch, K.; Papaioannou, T., 2012. EU agri-innovation policy: two contending visions of the bio-economy. *Critical Policy Studies*, 6 (1): 40-65. <http://dx.doi.org/10.1080/19460171.2012.659881>
- Lüscher, A.; Mueller-Harvey, I.; Soussana, J.F.; Rees, R.M.; Peyraud, J.L., 2014. Potential of legume-based grassland-livestock systems in Europe: a review. *Grass and Forage Science*, 69 (2): 206-228. <http://dx.doi.org/10.1111/gfs.12124>
- Magrini, M.B.; Duru, M., 2014. Dynamiques d'innovation dans l'alimentation des bovins - lait : une analyse du processus de diffusion de la démarche « Bleu-Blanc-Cœur » et de ses répercussions. *Fourrages*, (217): 79-90. <http://www.afpf-asso.fr/index/action/page/id/33/title/Les-articles/article/1988>
- Magrini, M.B.; Duru, M., 2015. Trajectoire d'innovation dans les systèmes laitiers français : une analyse socio-technique de la démarche "bleu-blanc-coeur". *Innovations*, 3 (48): 187-210. <http://dx.doi.org/10.3917/inno.048.0187>
- Makkar, H.P.S.; Ankers, P., 2014. Towards sustainable animal diets: A survey-based study. *Animal Feed Science and Technology*, 198: 309-322. <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2014.09.018>

Maris, V., 2014. *Nature à vendre. Les limites des services écosystémiques*. Editions Quae (*Sciences en questions*), 96 p.

Marsden, T., 2012. Towards a Real Sustainable Agri-food Security and Food Policy: Beyond the Ecological Fallacies? *The Political Quarterly*, 83 (1): 139-145. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-923X.2012.02242.x>

Marsden, T., 2013. From post-productionism to reflexive governance: Contested transitions in securing more sustainable food futures. *Journal of Rural Studies*, 29: 123-134. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2011.10.001>

Marshall, G.R., 2015. A social-ecological systems framework for food systems research: accommodating transformation systems and their products. *International Journal of the Commons*, 9 (2): 881-908. <http://doi.org/10.18352/ijc.587>

McGinnis, M.D.; Ostrom, E., 2014. Social-ecological system framework: initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society*, 19 (2). <http://dx.doi.org/10.5751/ES-06387-190230>

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

Monteiro, C.A.; Moubarac, J.C.; Cannon, G.; Ng, S.W.; Popkin, B., 2013. Ultra-processed products are becoming dominant in the global food system. *Obesity Reviews*, 14: 21-28. <http://dx.doi.org/10.1111/obr.12107>

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>

Morrissey, J.E.; Miroso, M.; Abbott, M., 2014. Identifying Transition Capacity for Agri-food Regimes: Application of the Multi-level Perspective for Strategic Mapping. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 16 (2): 281-301. <http://dx.doi.org/10.1080/1523908X.2013.845521>

Muller, B.; Kreuer, D., 2016. Ecologists Should Care about Insurance, too. *Trends in Ecology & Evolution*, 31 (1): 1-2. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2015.10.006>

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>

Nijdam, D.; Rood, T.; Westhoek, H., 2012. The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. *Food Policy*, 37 (6): 760-770. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2012.08.002>

Nitschelm, L.; Aubin, J.; Corson, M.S.; Viaud, V.; Walter, C., 2016. Spatial differentiation in Life Cycle Assessment LCA applied to an agricultural territory: current practices and method development. *Journal of Cleaner Production*, 112 (O (International Organization for Standardization), 2006, ISO 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework): 2472-2484. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.138>

O'Kane, G., 2012. What is the real cost of our food? Implications for the environment, society and public health nutrition. *Public Health Nutrition*, 15 (02): 268-276. <http://dx.doi.org/10.1017/S136898001100142X>

Ollivier, G.; Bellon, S.; Penvern, S., 2011. Thematic and citation structure dynamics of Organic Food & Farming research. 3. *ISOFAR Scientific Conference at the 17. IFOAM Organic World Congress*. Gyeonggi Paldang. ISOFAR - International Society of Organic Agriculture Research, 321-325.

Patterson, E.; Wall, R.; Fitzgerald, G.F.; Ross, R.P.; Stanton, C., 2012. Health Implications of High Dietary Omega-6 Polyunsaturated Fatty Acids. *Journal of Nutrition and Metabolism*, 2012 (Article ID 539426): 16 p. <http://dx.doi.org/10.1155/2012/539426>

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.; Donnars, C.; Réchauchère, O., 2012. *Les flux d'azote liés aux élevages. Réduire les pertes, rétablir les équilibres. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport*. Paris: INRA, 68 p.

Philippot, L.; Raaijmakers, J.M.; Lemanceau, P.; van der Putten, W.H., 2013. Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere. *Nature Reviews Microbiology*, 11 (11): 789-799. <http://dx.doi.org/10.1038/nrmicro3109>

Pisante, M.; Stagnari, F.; Acutis, M.; Bindi, M.; Brilli, L.; Di Stefano, V.; Carozzi, M., 2015. Conservation agriculture and climate change. In: Farooq, M.; Siddique, K.H.M., eds. *Conservation agriculture*. Springer International, 579-620. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-11620-4_22

Quijada, J.; Fryganas, C.; Ropiak, H.M.; Ramsay, A.; Mueller-Harvey, I.; Hoste, H., 2015. Anthelmintic Activities against *Haemonchus contortus* or *Trichostrongylus colubriformis* from Small Ruminants Are Influenced by Structural Features of Condensed Tannins. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 63 (28): 6346-6354. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.jafc.5b00831>

Rains, G.C.; Olson, D.M.; Lewis, W.J., 2011. Redirecting technology to support sustainable farm management practices. *Agricultural Systems*, 104 (4): 365-370. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2010.12.008>

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.

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>

Sasu-Boakye, Y.; Cederberg, C.; Wirsenius, S., 2014. Localising livestock protein feed production and the impact on land use and greenhouse gas emissions. *Animal*, 8 (8): 1339-1348. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731114001293>

Schiere, J.B.; Ibrahim, M.N.M.; van Keulen, H., 2002. The role of livestock for sustainability in mixed farming: criteria and scenario studies under varying resource allocation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 90 (2): 139-153. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809\(01\)00176-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(01)00176-1)

Singh, J.S.; Pandey, V.C.; Singh, D.P., 2011. Efficient soil microorganisms: A new dimension for sustainable agriculture and environmental development. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 140 (3-4): 339-353. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.017>

Smith, A.; Stirling, A., 2010. The Politics of Social-ecological Resilience and Sustainable Socio-technical Transitions. *Ecology and Society*, 15 (1): 13.

Souchère, V.; Millair, L.; Echeverria, J.; Bousquet, F.; Le Page, C.; Etienne, M., 2010. Co-constructing with stakeholders a role-playing game to initiate collective management of erosive runoff risks at the watershed scale. *Environmental Modelling & Software*, 25 (11): 1359-1370. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.03.002>

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>

Stoll-Kleemann, S.; O'Riordan, T., 2015. The Sustainability Challenges of Our Meat and Dairy Diets. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 57 (3): 34-48. <http://dx.doi.org/10.1080/00139157.2015.1025644>

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.

Tomich, T.P.; Brodt, S.; Ferris, H.; Galt, R.; Horwath, W.R.; Kebreab, E.; Leveau, J.H.J.; Liptzin, D.; Lubell, M.; Merel, P.; Michelsmore, R.; Rosenstock, T.; Scow, K.; Six, J.; Williams, N.; Yang, L., 2011. Agroecology: A Review from a Global-Change Perspective. In: Gadgil, A.; Liverman, D.M., eds. *Annual Review of Environment and Resources*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Environment and Resources), 193-222. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-012110-121302>

Tscharntke, T.; Klein, A.M.; Kruess, A.; Steffan-Dewenter, I.; Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity at ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8 (8): 857-874. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>

Vallejo-Rojas, V.; Ravera, F.; Rivera-Ferre, M.G., 2015. Developing an integrated framework to assess agri-food systems and its application in the Ecuadorian Andes. *Regional Environmental Change*, First online: pp 1-15. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-015-0887-x>

van Ittersum, M.K.; Rabbinge, R., 1997. Concepts in production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations. *Field Crops Research*, 52 (3): 197-208. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-4290\(97\)00037-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-4290(97)00037-3)

van Zanten, B.T.; Verburg, P.H.; Espinosa, M.; Gomez-y-Paloma, S.; Galimberti, G.; Kantelhardt, J.; Kapfer, M.; Lefebvre, M.; Manrique, R.; Piore, A.; Raggi, M.; Schaller, L.; Targetti, S.; Zasada, I.; Viaggi, D., 2014. European agricultural landscapes, common agricultural policy and ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (2): 309-325. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-013-0183-4>

Vanloqueren, G.; Baret, P.V., 2009. How agricultural research systems shape a technological regime that develops genetic engineering but locks out agroecological innovations. *Research Policy*, 38 (6): 971-983. <http://dx.doi.org/10.1016/j.respol.2009.02.008>

Vieweger, A.; Döring, T.F., 2015. Assessing health in agriculture – towards a common research framework for soils, plants, animals, humans and ecosystems. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 95 (3): 438-446. <http://dx.doi.org/10.1002/jsfa.6708>

Walker, B.H.; Gunderson, L.H.; Kinzig, A.P.; Folke, C.; Carpenter, S.R.; Schultz, L., 2006. A handful of heuristics and some propositions for understanding resilience in social-ecological systems. *Ecology and Society*, 11 (1).

Warner, K., 2007. *Agroecology in Action: Social Networks Extending Alternative Agriculture*. Cambridge: MA: MIT Press, Series, "Food, Environment & Health, 304p.

Westhoek, H.; Lesschen, J.P.; Leip, A.; Rood, T.; Wagner, S.; De Marco, A.; Murphy-Bokern, D.; Pallière, C.; Howard, C.M.; Oenema, O., 2015. *Nitrogen on the table: the influence of food choices on nitrogen emissions and the European environment*. Edinburgh: NERC/Centre for Ecology & Hydrology, 66 p. <http://nora.nerc.ac.uk/513111/1/N513111CR.pdf>

Wezel, A.; Bellon, S.; Doré, T.; Francis, C.; Vallod, D.; David, C., 2009. Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (4): 503-515. <http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009004>

Wezel, A.; Brives, H.; Casagrande, M.; Clément, C.; Dufour, A.; Vandenbroucke, P., 2016. Agroecology territories: places for sustainable agricultural and food systems and biodiversity conservation. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 40 (2): 132-144. <http://dx.doi.org/10.1080/21683565.2015.1115799>

Yip, C.S.C.; Crane, G.; Karnon, J., 2013. Systematic review of reducing population meat consumption to reduce greenhouse gas emissions and obtain health benefits: effectiveness and models assessments. *International Journal of Public Health*, 58 (5): 683-693. <http://dx.doi.org/10.1007/s00038-013-0484-z>

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 3

Comment sont évalués les systèmes et filières d'élevage. Un focus sur les méthodes et outils

Auteurs :

Joël Aubin (coord), Isabelle Veissier (coord.), Julie Ryschawy, Rodolphe Sabatier, Dominique Vollet

3.1. Introduction ou pourquoi évaluer la durabilité des systèmes d'élevage ?	238
3.2. Qu'est-ce qu'une évaluation ?	239
3.3. Qu'est-ce qu'un indicateur ?	243
3.4. L'évaluation multicritère	246
3.5. Exemples d'outils développés l'évaluation des activités agricoles	250
3.6. Pourquoi les aspects sociaux restent-ils peu considérés dans les évaluations multicritères?	259
3.7. Conclusion	260

Chapitre 3 : Comment sont évalués les systèmes et filières d'élevage. Un focus sur les méthodes et outils

3.1. Introduction ou pourquoi évaluer la durabilité des systèmes d'élevage ?

Le concept de développement durable médiatisé depuis le sommet de Rio en 1992¹ a rendu évident la nécessaire pluralité des critères dans l'évaluation des systèmes de production. En particulier dans le champ de l'agriculture et de l'élevage, la prise en considération de dimensions environnementale et sociale a fait écho au concept de multifonctionnalité et aux divers rôles reconnus de l'élevage dans le cadre du développement durable (Eisler *et al.*, 2014). Aujourd'hui, connaître et évaluer les multiples rôles de l'élevage dans les territoires est nécessaire pour la recherche agronomique, mais aussi pour informer les décideurs des filières ainsi que les acteurs du développement, de la formation et la société en général (Ryschawy *et al.*, 2015). L'expertise collective se propose de dresser un état des connaissances sur les rôles, impacts, services rendus par l'élevage. De ce fait, elle doit aborder les trois dimensions du développement durable (la performance économique, environnementale et sociale des élevages et des produits qui en résultent), mais aussi la manière d'analyser les contributions de l'élevage en termes de services ou dysservices. L'approche par les services vus comme des bénéfices rendus par les écosystèmes (et par extension, les agro-écosystèmes) à la société, est portée par les scientifiques depuis le *Millenium Ecosystems Assessment* (MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005) (Voir encadré N°1, pour plus de détails voir Chapitre 2).

Encart 1 : Les services écosystémiques associés à l'élevage

La multifonctionnalité de l'agriculture, et en particulier de l'élevage, se réfère depuis sa formulation en 1990 au fait que l'agriculture, et en particulier l'élevage, a de nombreuses fonctions au-delà de la production d'aliments et de fibres, en matière, par exemple, de protection de l'environnement, de préservation des paysages, d'emploi rural ou encore de sécurité alimentaire (Bonnal *et al.*, 2012). La notion de multifonctionnalité s'inscrit par définition dans une perspective d'action publique. Pour prendre en compte la multifonctionnalité, les décideurs politiques sont dès lors confrontés à la question d'une multi-évaluation de l'activité agricole dans un contexte évolutif (Allaire and Dupeuble, 2003). La notion de multifonctionnalité fait écho aux débats de Rio en 1992 considérant la notion de développement durable de l'agriculture.

En 1997, le concept de services écosystémiques est considéré dès le départ (Costanza *et al.*, 1997) comme « les bénéfices fournis à la société par les écosystèmes ». Cette notion très large au départ a été adaptée par les scientifiques du Millenium Ecosystem Assessement aux écosystèmes naturels. Ce n'est qu'en 2008, qu'elle a été déclinée au cas particulier des agroécosystèmes. Zhang *et al.* ont proposé une adaptation du concept de « service écosystémique » au cas des agroécosystèmes, en considérant des services intrants fournis par les écosystèmes à l'agriculture et des services extrants fournis par les agroécosytèmes à la société. Ces auteurs prennent aussi en considération la possibilité de fourniture de dysservice, par opposition au terme de service (Zhang *et al.*, 2007).

Dans le cadre de l'élevage et de ses filières, Ryschawy *et al.* ont identifié quatre catégories de services rendus par l'élevage au sein des territoires par les filières d'élevage qui y coexistent : approvisionnement, qualité environnementale, vitalité territoriale et identité culturelle (Ryschawy *et al.*, 2015). Pour favoriser la durabilité de l'élevage, il est nécessaire de comprendre son fonctionnement actuel et de considérer ses contributions selon ces quatre catégories de services.

Ces diverses notions ont pour trait commun de contribuer à réguler les rapports entre activités anthropiques et environnement. Néanmoins, la multifonctionnalité aborde ces rapports à partir de l'agriculture alors que les autres les services écosystémiques, privilégient l'entrée environnementale (MEA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

¹ Rio 92, Agenda 21, Section II, Chapitre 14 : Promotion d'un développement agricole et rural durable, http://www1.agora21.org/rio92/A21_html/A21fr/a21_14.html

Cependant, la plupart des méthodes d'évaluation des systèmes agricoles actuelles privilégient souvent un seul aspect de la durabilité, le plus souvent économique ou environnemental, avec un niveau d'analyse centré soit sur une filière de production (l'Analyse du cycle de vie, par exemple) soit sur l'exploitation agricole et son assolement, ou encore sur une culture réalisée dans une parcelle (Bockstaller *et al.*, 2008). Pour permettre de dessiner des pistes d'évolution ou d'élaborer des recommandations en termes de conseil, de choix politique ou autre, les systèmes agricoles doivent être évalués, sur les trois dimensions du développement durable autant que faire se peut. Pour cela, des évaluations multicritères sont proposées, où chaque critère, correspond à un objectif à atteindre (exemple : niveau de la biodiversité : critère à maximiser ; eutrophisation : critère à minimiser). Mesurer et évaluer les rôles, impacts, services demeure dès lors un enjeu, qui suppose de disposer de méthodes spécifiques d'évaluation. L'objectif de ce chapitre est de donner des bases méthodologiques pour comprendre comment sont réalisées les évaluations rencontrées régulièrement dans la littérature scientifique et techniques et quels sont les points sur lesquels porter son attention, pour comprendre leur domaine de validité. Les principes et contraintes d'une évaluation multicritère recevront une attention particulière.

3.2. Qu'est-ce qu'une évaluation ?

Evaluer un objet c'est porter un jugement sur la valeur de celui-ci. L'évaluation combine un recueil d'éléments factuels (par exemple le revenu d'un élevage, l'état des animaux...) et des choix basés sur les valeurs qui sont attribuées à tel ou tel élément factuel. Par exemple, on pourra juger qu'un revenu deux fois égal au Smic est correct (ou non !) ou que 10% de boiterie dans un troupeau de vaches laitières est inacceptable (ou acceptable !). L'évaluation peut porter sur des objets réels ou virtuels (issus de scénarios de prospective ou de modélisation). La littérature scientifique mobilisée dans la présente expertise collective sur l'élevage, porte sur l'évaluation d'objets réels, ici les systèmes d'élevage existants.

La structure d'une évaluation s'organise selon une chaîne logique en quatre étapes-clés (Lairez and Feschet, 2015) (Fig. 1), qui permet de mettre en évidence différents points d'attention et les limites de cette démarche :

- 1) Une réflexion préalable qui définit les commanditaires, les évaluateurs et les destinataires de l'évaluation. Durant cette étape un état des lieux sommaire permet de dresser le cadre de l'évaluation.
- 2) Des choix préalables définissent les finalités de l'évaluation, les limites du système à étudier, les dimensions de l'étude (spatiales, temporelles et organisationnelles) et les modalités de l'évaluation, en fonction de la disponibilité des moyens et des données.
- 3) L'étape 3 porte sur le choix de la méthode d'évaluation et/ou de la construction d'une nouvelle méthode
- 4) L'étape 4 est la mise en œuvre proprement dite de l'évaluation, allant de la collecte des données jusqu'à la présentation des résultats.

3.2.1. Focus sur quelques étapes clés

Dans ce paragraphe, sont choisies quelques étapes qui comportent des points clés permettant de comprendre les limites et la qualité d'une évaluation telle qu'elle peut être rencontrée dans la littérature mobilisée dans l'expertise collective.

Etape 2 : les choix préalables

L'étape des choix préalables permet de définir l'objet à évaluer et les objectifs de l'évaluation : Quelles sont les limites de l'objet à évaluer ? Par exemple, lorsque l'on parle de l'élevage, parle-t-on d'une exploitation agricole ou d'une filière ou encore d'un territoire dans lequel coexistent différentes exploitations et filières. Dès lors, inclut-on les étapes amont de fabrication des aliments pour les animaux et les étapes aval de transformation des produits (abattage, fabrication de fromage...), et de traitement des rejets associés. C'est une étape essentielle car elle fixe l'orientation du travail : à quelle(s) question(s) cherche-t-on à répondre par cette étude ? Et comment seront utilisés les résultats

? Dans certaines méthodes, elle définit aussi l'unité fonctionnelle, c'est-à-dire l'unité de référence selon laquelle seront exprimés les résultats. A la lumière des objectifs et de la fonction étudiée, on pourra définir les limites du système : son étendue, les éléments qui seront pris en compte ou non, ses limites temporelles aussi en définissant si l'on étudie le système à l'échelle de l'année, de la décennie... Dans l'expertise collective, il s'agira d'évaluer l'ensemble des rôles, impacts et services rendus par l'élevage. Nous nous plaçons donc plutôt dans une posture d'évaluation a posteriori (*ex post*), c'est-à-dire basée sur des systèmes existants à des fins de diagnostic (Sadok *et al.*, 2008). L'évaluation pourrait aussi se faire a priori (*ex ante*), sur des systèmes agricoles fictifs conçus par modélisation ou discussion entre experts.

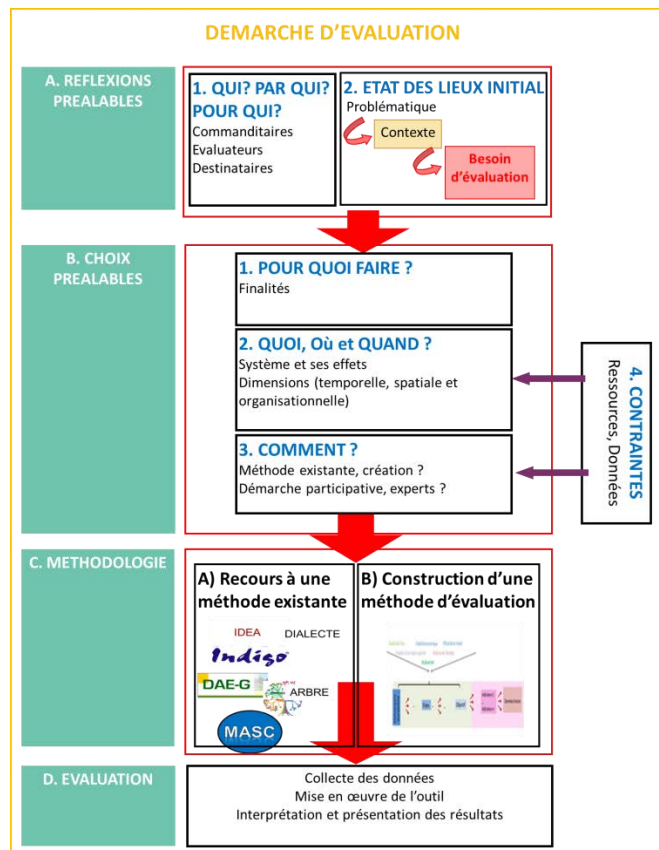


Figure 3.1 : les différentes étapes de l'évaluation d'après (Lairez and Feschet, 2015)

Etape 3 : Les méthodes participatives ou à dire d'experts

Bien qu'elle se base sur des éléments objectivables, une évaluation n'est jamais neutre puisqu'elle fait appel aux valeurs que le commanditaire, les responsables de l'évaluation, un groupe de personnes ou la société en général attribuent aux différents éléments à évaluer : par exemple quel niveau de revenu des éleveurs considérera-t-on comme très bon, correct ou faible ? Cette interprétation est souvent réalisée par des experts du domaine qui comparent les résultats obtenus par les indicateurs à des valeurs de référence (par ex le niveau moyen des revenus). Des démarches participatives permettent d'éviter des jugements trop individuels ou partiels : conciliation d'experts (qui échangent entre eux pour aller vers un consensus au moment de la définition des objectifs ou de la validation), co-construction entre experts et porteurs d'enjeux concernés, ou conciliation entre porteurs d'enjeux ne faisant pas intervenir d'experts. Les caractéristiques de ces différentes modalités sont présentées dans le tableau 3.1. Néanmoins, le choix du collectif d'experts influencera largement l'orientation de l'évaluation. Dans ce type d'études, il

faut garder en tête que les experts restent porteurs de leurs propres conceptions du sujet au moment de la construction de l'évaluation.

Tableau 3.1 : Caractéristiques des différentes modalités de l'intervention des acteurs dans un processus d'élaboration d'une méthode d'évaluation. D'après (Lairez and Feschet, 2015).

	Formes de consultation / participation				
	Simple consultation		Démarche participative		
	Ne consulter personne ou ne consulter qu'une personne	Consulter des personnes (experts ou porteurs d'enjeux)	Concilier des experts	Co-construction entre experts et porteurs d'enjeux	Conciliation entre porteurs d'enjeux concernés
Rapidité de mise en œuvre	X				
Utilisation d'une diversité d'avis			X	X	X
Emergence de débats entre personnes ayant des connaissances et des opinions différentes			X	X	X
Participation à la décision des porteurs d'enjeux concernés				X	X
Prise de décision par les porteurs d'enjeux concernés					X
Appropriation de la méthode par les personnes concernées par l'évaluation				X	X
Chronophage du fait de la consultation de plusieurs personnes		X	X	X	X
Chronophage car nécessite des phases d'échanges/discussions			X		
Procédure chronophage et organisation délicate à mettre en place				X	X
Risque de non appropriation de la méthode par les porteurs d'enjeux concernés	X	X			
Risque de ne non réponse aux enjeux locaux	X	X			
Risque de manque de structuration de l'information et de rigueur scientifique					X

Etape 4 : Comment sont interprétés les résultats ?

Les indicateurs fournissent des données brutes (voir paragraphe 3) : la quantité d'équivalent CO₂ produite à l'hectare, l'abondance d'insectes ou nombre d'espèces d'insectes sur une parcelle, la proportion de prairies naturelles dans l'assolement d'une exploitation ou un territoire, le nombre de kilocalories animales produites dans un département... Il est ainsi possible de comparer deux types d'élevage sur la base de leurs résultats sur chacun des indicateurs retenus. Pour autant, ces résultats ne constituent pas un jugement en eux-mêmes. Pour prendre une décision, il est nécessaire d'interpréter ces indicateurs.

Lors de l'évaluation, on peut par exemple décider si les valeurs obtenues sont inacceptables, acceptables, ou fortement recherchées (échelle ordinale à trois niveaux). Il est également possible d'exprimer cette interprétation sur une échelle continue ; ainsi dans le dans le projet Welfare Quality® (Winckler *et al.*, 2009) qui visait à proposer une méthode d'évaluation du bien-être des animaux, une échelle de valeur allant de 0 à 100 a été définie : 0 correspond

au niveau minimal de bien-être et 100 au niveau maximal, 50 était défini comme une situation passable (ni bonne ni mauvaise). Dans ce projet, des tableaux de données étaient présentés à des experts, lesquels devaient attribuer des scores de bien-être.

Lorsqu'un indicateur est qualitatif ou ordonné, compte-tenu que le nombre de catégories est limité, il est possible d'utiliser des arbres logiques. Un exemple est donné sur la Figure 3.2.

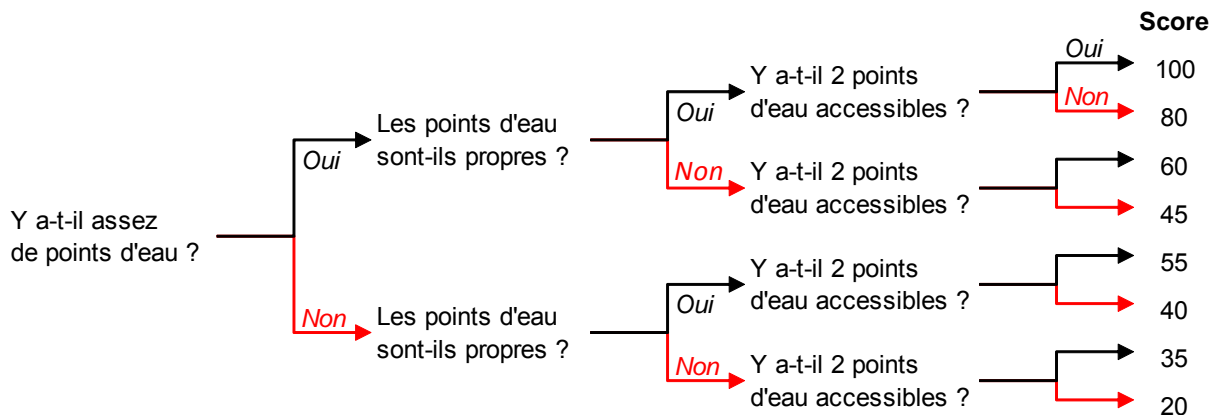


Figure 3.2: Arbre logique pour passer des résultats obtenus par des élevages de vaches laitières en matière d'abreuvement et le score de bien-être attribué par des experts sur une échelle de jugement de 0 (pas de bien-être) à 100 (excellent bien-être) (Winckler *et al.*, 2009)

Même si les indicateurs sont quantitatifs, il n'y a généralement pas de relation linéaire entre la donnée brute et l'évaluation que l'on en fait. Cet aspect a été particulièrement exploré dans le projet Welfare Quality®. Les relations obtenues entre données brutes et évaluations étaient toutes curvilinéaires. Une illustration en est donnée sur la figure 3.3 : on voit que lorsque le taux de boiterie dans un élevage laitier passe de 0 à 10%, la note attribuée à l'élevage diminue fortement ; par contre au-delà de 10% la note évolue peu et les élevages sont tous considérés comme offrant un niveau faible de bien-être aux animaux.

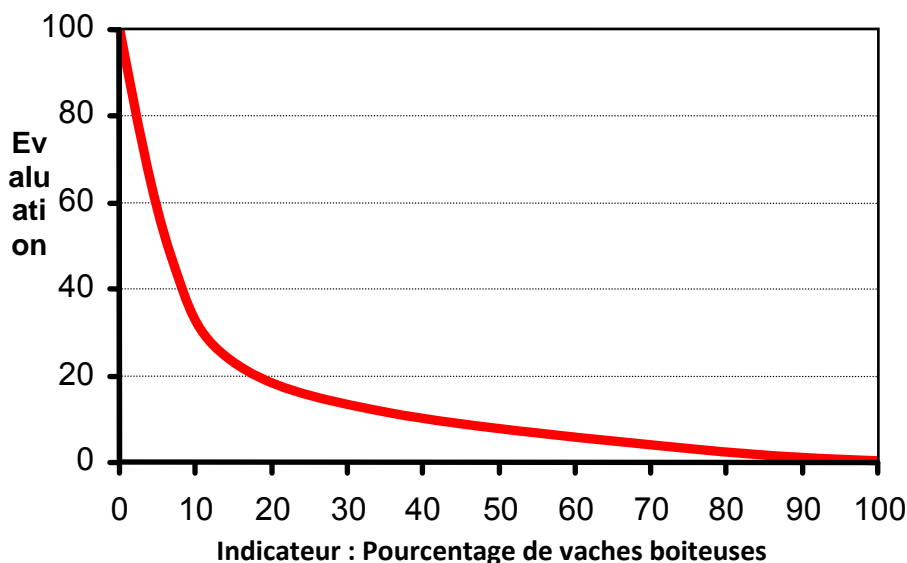


Figure 3.3: Relation entre le taux de boiterie dans un élevage de vaches laitières et l'évaluation par des experts sur une échelle de jugement de 0 (pas de bien-être) à 100 (excellent bien-être) (Winckler *et al.*, 2009)

Encart 2 : Nature des variables et échelles de mesure

Qu'il s'agisse d'indicateurs ou d'agrégats d'indicateurs (critère), ceux-ci correspondent à des variables qui peuvent être de natures diverses :

- Les variables nominales correspondent à des catégories auxquelles on donne un nom ; l'exemple le plus classique est le genre (homme / femme). En élevage on pourra citer comme variable nominale le type d'animal (bovin viande / bovin lait) ou d'activité (naisseur / naisseur-engraisseur).
- Les variables ordinales sont exprimées également sous forme de catégories mais celles-ci sont naturellement ordonnées. Ainsi classiquement dans les questionnaires psychométriques, des échelles de Likert (du nom du psychologue R Likert) sont utilisées : on demande le degré d'accord ou de désaccord par rapport à une proposition et la réponse est exprimée selon un choix entre plusieurs « étiquettes », par exemple : 1 - Pas du tout d'accord ; 2 - Pas d'accord ; 3- Ni en désaccord ni d'accord ; 4- D'accord ; 5- Tout à fait d'accord. Le choix de "Tout à fait d'accord" signifie bien que l'on est plus d'accord que si l'on avait choisi « D'accord », de la même façon « D'accord » correspond à plus que « Ni en désaccord ni d'accord », etc. Même si ces étiquettes peuvent être encodées en 1, 2, 3, 4, 5 ces chiffres correspondent à des numéros et non des nombres.
- Les variables quantitatives décrivent des quantités (l'âge, le poids, la durée...) que l'on peut en général mesurer à l'aide d'instruments. Elles peuvent correspondre à des éléments que l'on peut énumérer, par exemple le nombre de bêtes dans un troupeau, ou à des quantités qui peuvent prendre une infinité de valeurs, par exemple la quantité de lait produite sur une exploitation.

3.3. Qu'est-ce qu'un indicateur ?

3.3.1. Indicateurs directs et indirects

Les indicateurs sont des grandeurs de natures très diverses (données, calculs, observations, mesures), qui fournissent une information au sujet de variables plus difficiles d'accès ou de systèmes plus complexes. Ils doivent permettre d'aider un utilisateur dans son action (prise de décision, construction de programme d'action, modélisation...) (Bockstaller *et al.*, 2008). Dans la présente expertise, on utilisera le terme « indicateur » pour désigner tout élément de connaissance qui pourra être mobilisé pour mesurer un critère et donc participer à une évaluation. Les indicateurs peuvent être directs, c'est-à-dire renseigner le critère étudié par un lien direct de causalité (par ex. la quantité de bovins abattus pour estimer un niveau de production). D'autres indicateurs sont indirects, c'est-à-dire qu'on base l'évaluation sur une hypothèse de causalité car l'indicateur direct est difficilement accessible. Par exemple, il est extrêmement difficile de mesurer précisément le niveau de biodiversité d'un site puisqu'il faut répertorier les animaux, plantes et les microorganismes et compter les individus de chaque espèce présents (voir encadré 3). Des indicateurs indirects de biodiversité peuvent alors être utilisés comme proxy pour évaluer le niveau de biodiversité : ainsi des métriques paysagères liées à l'hétérogénéité des paysages ou au nombre de cultures dans un assolement peuvent être utilisés car supposés favoriser la biodiversité (Fahrig *et al.*, 2011). De tels indicateurs se situent en amont dans la chaîne de causalité de l'élément d'intérêt. La figure 3.4 résume les différents types d'indicateurs.

Encart 3 : L'exemple des indicateurs de biodiversité

De nombreux indicateurs (généralement appelés indices dans la littérature spécialisée) ont été développés pour mesurer la biodiversité ou plus généralement « l'état de santé » d'un écosystème. On peut les regrouper en trois catégories : abondance d'une espèce cible, indices de diversité ou indices de composition.

- Abondance d'une espèce cible. Une première approche consiste à s'intéresser à une seule espèce d'importance pour l'écosystème et dont la protection entrainera la protection d'un grand nombre d'espèces non ciblées, en particulier car elle joue un rôle central dans la dynamique et la stabilité de l'écosystème (espèces dites « parapluies », ex : loutre, étoile de mer). On s'attachera alors à quantifier l'abondance de l'espèce cible.

- Indicateurs de diversité. Un grand nombre d'indicateurs ont été développés pour quantifier la diversité biologique d'un écosystème. Le moyen le plus intuitif consiste à compter le nombre d'espèces présentes (richesse spécifique). La critique principale de ces indicateurs est qu'une espèce aura le même poids quelle que soit son abondance. D'autres indices ont alors été développés pour prendre en compte à la fois le nombre d'espèces et leurs abondances. Les plus couramment utilisés sont les indicateurs de biodiversité de Shannon ou de Simpson.

- Indicateur de composition. Une dernière catégorie d'indicateur s'attache à caractériser les communautés en portant sur elles un regard fonctionnel, par exemple l'indicateur de spécialisation qui évalue une communauté du point de vue de sa composition en termes d'espèces spécialistes ou généralistes, l'indicateur trophique qui évalue une communauté en termes de localisation des espèces qui la composent dans les différents niveaux trophiques.

Ces indicateurs permettent d'éclairer diverses facettes de la biodiversité, mais présentent certaines limites qui semblent pour l'instant difficilement contournables. La principale d'entre elle tient à la difficulté de porter une vision normative sur la biodiversité. Ces indicateurs permettent de décrire et de qualifier différents écosystèmes mais ne permettent pas de les hiérarchiser. Par exemple, la richesse spécifique d'un écosystème forestier boréal sera bien moindre que celle d'un écosystème forestier tropical mais cela ne permet pas d'en déduire une quelconque différence d'état de conservation, encore moins d'informer un décideur public quant au choix de l'écosystème à protéger en priorité. Les différentes mesures de biodiversité permettent donc une approche descriptive d'un écosystème voire le suivi de son évolution dans le temps, mais ne permettent pas de déterminer si un écosystème est préférable à un autre. De tels choix ne peuvent être réalisés qu'en assumant pleinement la subjectivité des règles utilisées pour hiérarchiser les systèmes, ces règles devant alors refléter des choix de société.

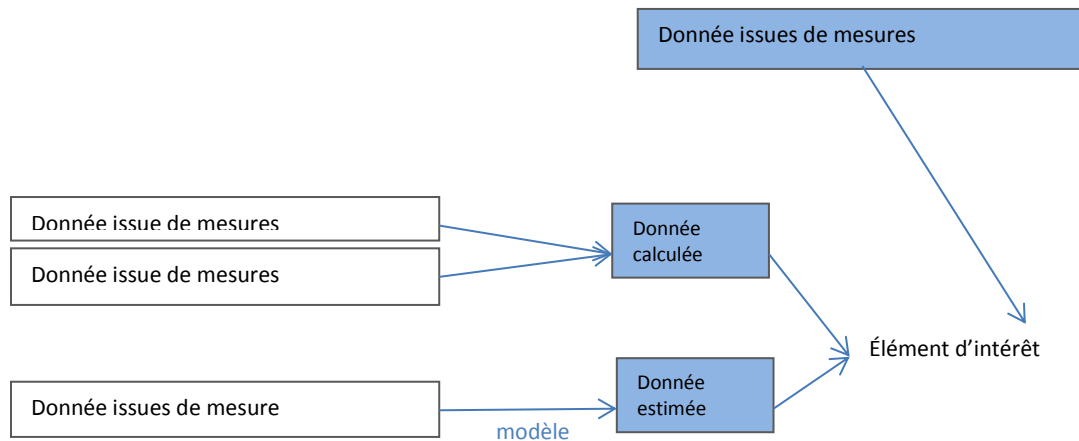


Figure 3.4 : différents types d'indicateurs utilisés pour l'expertise selon qu'ils mesurent directement l'élément d'intérêt, qu'ils reposent sur plusieurs données combinées au moyen d'un calcul, ou qu'ils sont estimés à l'aide d'un modèle. Les boîtes bleues représentent les indicateurs.

3.3.2. Nature des indicateurs

Les indicateurs s'appuient sur des variables qui peuvent être de différents types (voir encadré sur les variables), en fonction de la nature des données mobilisées pour les renseigner. Il pourra s'agir de données brutes (par ex. la quantité d'animaux vendus par an par une exploitation exprimée en kg de poids vif) que l'on peut obtenir à partir de bases de données nationales et à différentes échelles (Agreste...) mais aussi par enquêtes en exploitation ou auprès de partenaires. Ces données brutes peuvent être chiffrées mais peuvent aussi être des données qualitatives sur les

pratiques par exemple utilisation ou non de prairies permanentes dans l'alimentation des animaux. Les indicateurs peuvent correspondre aussi à des données déjà calculées à partir de données brutes (par ex. la marge brute d'une exploitation) ou de données estimées à partir d'un modèle (par ex. des indicateurs issus d'une Analyse en Cycle de Vie (ACV, voir 5.2).

Les indicateurs peuvent être organisés selon qu'ils sont de cause ou d'effet. En agriculture, il s'agit de considérer l'ensemble de la chaîne qui va des pratiques aux impacts (Figure 3.5). Ainsi, il est possible de définir des indicateurs de pratiques qui caractérisent les actions et les modalités de mobilisation des moyens (exemple : chargement en bovins à l'hectare, nombre d'UTH par exploitation...). Ces pratiques peuvent générer des flux (de matière et d'énergie, économiques, ou d'information), comme des émissions de nitrates au champ, et il sera possible de définir des indicateurs de flux ou de quantités associés. Ces indicateurs sont souvent renseignés par des mesures ou des modèles. En fonction de conditions de transferts de ces flux et/ou de sensibilité des cibles, les flux peuvent induire des changements d'état du milieu, des populations ou des individus et il sera possible de définir des indicateurs d'impact (ou d'effet). Ces impacts peuvent être réels ou potentiels (cas des ACV), orientés problèmes globaux (exemple le changement climatique) ou orientés dommages (directement sur les cibles).

La question des unités dans lesquelles on exprimera les indicateurs est un point-clé. En agriculture on pourra rencontrer des études dont l'unité fonctionnelle est le kg de produit ou l'ha. La conséquence de l'utilisation de ces différentes unités fonctionnelles est qu'alors, différents systèmes de productions agricoles sont classés différemment. Typiquement les systèmes d'élevage intensifs optimisés ont souvent des niveaux d'impacts inférieurs à des systèmes biologiques plus extensifs quand on utilise une unité fonctionnelle en poids de produit, alors que c'est l'inverse quand on utilise une unité fonctionnelle de surface. Pour arbitrer ce type de question, il est nécessaire de revenir au sens de ce que l'on mesure : parle-t-on de valorisation de l'espace ou de production agricole ? La confrontation aux espaces d'expression des services écosystémiques doit aussi changer la façon d'envisager les impacts.

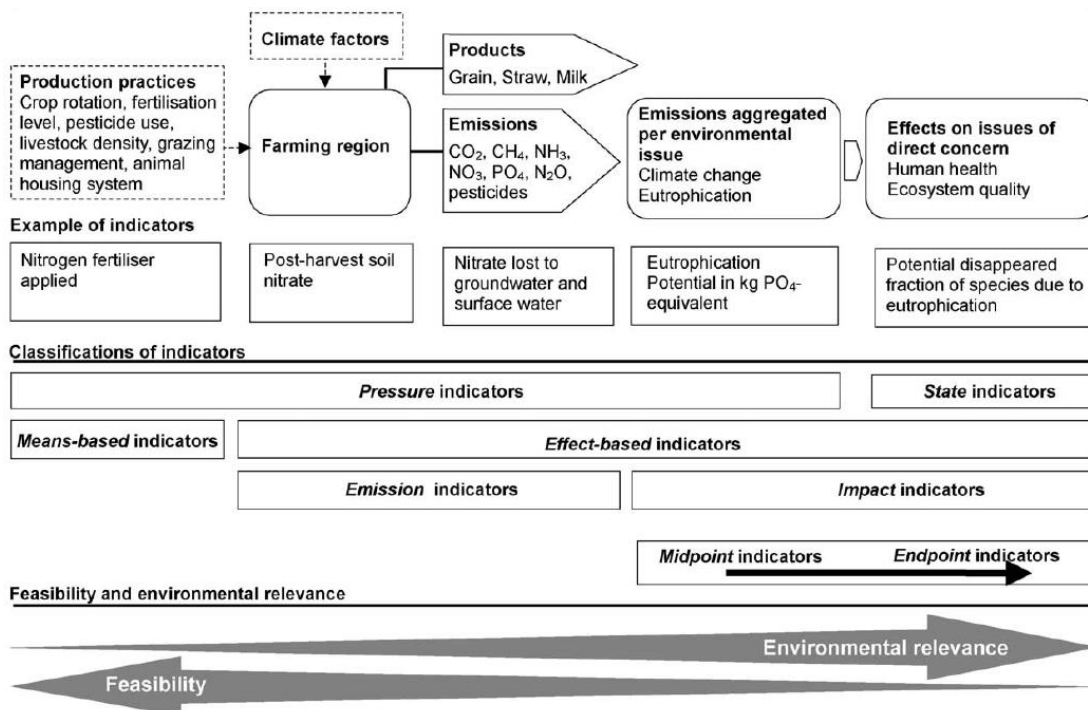


Figure 3.5 : Représentation de la chaîne causale qui relie les pratiques aux impacts dans les évaluations environnementales, d'après (Payraudeau and van der Werf, 2005).

3.4. L'évaluation multicritère

Dans le cas de la présente expertise collective, on cherche à conduire une évaluation multicritère, du fait des divers rôles, impacts et services de l'élevage.

3.4.1. Critères et principes

La notion d'évaluation multicritère a été développée en recherche opérationnelle, discipline de mathématique appliquée qui vise à aider la prise de décisions (Bouyssou *et al.*, 2000; Roy, 1993). Le cadre général est la définition de critères qui sont autant d'éléments d'évaluation pour lesquels un objectif peut être fixé : objectif de préservation de l'environnement, de bonne santé des animaux, de niveau de vie décent pour les éleveurs, etc. Ces grands objectifs sont aussi appelés principes dans la mesure où ils font référence à des systèmes de valeurs. Pour une évaluation globale d'un système, on devra tout d'abord lister les principes puis les décliner en critères (Figure 3.6). Pour une évaluation multicritère rigoureuse, cette liste doit être exhaustive (c.à.d. comporter tous les critères d'intérêt) et minimale (c.à.d. ne pas comporter de critères redondants). Les critères doivent pouvoir être évalués de façon séparée (c.à.d. que l'évaluation d'un critère n'influence pas sur celle d'un autre critère) (Bouyssou, 1990). L'évaluation d'un objet selon un critère donné est réalisée en prenant en compte un ou plusieurs indicateurs. Par exemple, le nombre de personnes vivant en dessous du seuil de pauvreté et le niveau moyen de revenu peuvent être utilisés pour juger du critère « pauvreté » d'une population. Les critères peuvent être groupés en principes. Ainsi la pauvreté, la cohésion sociale ou encore la solidarité sont des critères qui caractérisent la dimension sociale du développement durable.

Dans l'exemple de l'analyse des services rendus par l'élevage en France de Ryschawy *et al.*, un principe correspondant à la fourniture de produits animaux ou service d'approvisionnement a été décliné en des critères par filière, par exemple la production laitière, de viande de monogastriques, de ruminants et d'œufs et un critère agrégé équivalent à la production totale de produits animaux (Ryschawy *et al.*, 2015). Pour chaque critère, un indicateur de volume a été défini pour chacun des critères retenus par filière, par exemple pour la production laitière, le volume de production lait tous ruminants produit en litres par km² ; le critère agrégé de production animale totale a été quand à lui évalué selon l'indicateur de Contribution totale du département à la production animale française agrégée exprimée en kilocalorie. Dans d'autres cas, il est possible que plusieurs indicateurs soient retenus pour renseigner un critère (Figure 3.6).

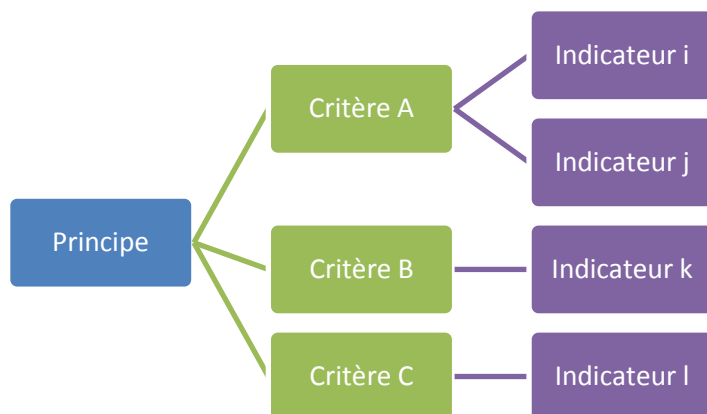


Figure 3.6 : Emboîtement des principes, critères et indicateurs en évaluation multicritère

3.4.2. L'agrégation des critères

Pour réaliser une évaluation globale reproductible (c.à.d. utilisable à large échelle par différentes personnes dans différents contextes), il est nécessaire de faire appel à des méthodes formelles d'agrégation de critères (voir par exemple (Botreau *et al.*, 2007)) pour la comparaison de méthodes sur l'évaluation du bien-être des animaux). La méthode la plus intuitive pour agréger des critères est la somme pondérée, par exemple :

$$\text{évaluation globale} = p_1C_1 + p_2C_2 + \dots + p_nC_n$$

où C_1, C_2, \dots, C_n sont les valeurs obtenus pour chaque critère
et p_1, p_2, \dots, p_n sont les poids attribués à chaque critère

La somme pondérée est très souvent utilisée, par exemple pour le Baccalauréat où les notes obtenues pour chaque matière sont multipliées par un coefficient qui définit l'importance attribuée à chaque matière. Toutefois la somme pondérée présente certains inconvénients ; en particulier elle autorise pleinement les compensations (appelée substituabilité en économie) entre critères : un résultat très faible pour un critère peut être compensé par un résultat très élevé pour un autre critère. De plus la somme pondérée ne permet de prendre en compte des valeurs seuils « éliminatoires ».

Les sommes de rangs sont également souvent proposées : cela reviendrait par exemple à classer les systèmes d'élevage du meilleur au moins performant sur chaque critère. La somme des rangs obtenus par un système d'élevage sur l'ensemble des critères est alors calculée et on compare cette somme entre systèmes d'élevage. La somme des rangs présente plusieurs inconvénients dont le fait de n'être valable qu'au sein d'une population prédéfinie. En effet, le rang obtenu par un système d'élevage dépend des autres de sorte que le classement relatif de deux systèmes donnés peut varier selon la population dans laquelle se situe ces systèmes (même si ils restent en tout point identique !).

Pour limiter les compensations entre critères, des méthodes ont été proposées :

- La moyenne pondérée ordonnée (OWA pour Ordered Weighted Average) et l'intégrale de Choquet (Grabisch and Roubens, 2000; Yager, 1988). Pour ces deux méthodes, les scores obtenus pour une alternative (par ex un type d'élevage) sur les différents critères sont ordonnés du plus faible au plus fort. Pour l'OWA, un poids est attribué à chaque score selon son rang. L'intégrale de Choquet généralise la notion de moyenne pondérée avec des poids qui peuvent être associés à chaque critère pris séparément, et également à tout ensemble de critères. Ces deux méthodes permettent de limiter les compensations entre critères sans toutefois les éliminer.

- Les méthodes de sur-classement, qui reposent sur la définition de profils de références (valeurs de références définies pour chaque critère) et la comparaison des alternatives à ces profils. Il est possible de jouer à la fois sur les profils et sur les règles d'appartenance qui déterminent les conditions pour qu'une alternative « surclasse » un profil (c'est-à-dire peut être considérée au moins aussi performante que ce profil) (Perny, 1998). Ces méthodes permettent d'éliminer les compensations et d'introduire des valeurs vetos.

D'une manière générale, les choix méthodologiques pour passer des données disponibles aux résultats en termes d'évaluation doivent être explicites, qu'il s'agisse de la sélection des indicateurs, du choix des valeurs de référence, de transformation et normalisation des variables, de sélection des modes d'agrégation ... et ce afin que les utilisateurs de l'évaluation puissent appréhender dans quelles limites cette évaluation est valable (Veissier *et al.*, 2011).

3.4.3. La représentation des résultats

La représentation de résultats doit en permettre une compréhension rapide et globale.

Le mode de représentation dépend essentiellement de la nature des données à représenter. Lorsqu'il s'agit d'une donnée exprimée sous formes de catégories non ordonnées (nominales) ou ordonnées (ordinales), la proportion d'individus dans chaque catégorie peut-être représentée sous forme de secteurs d'un disque ou diagramme en secteurs (appelé communément « camembert »), la surface de chaque secteur étant proportionnelle au nombre d'individus (Figure 3.7). Cette représentation ne permet de prendre en compte qu'un indicateur et sa distribution dans une seule population.

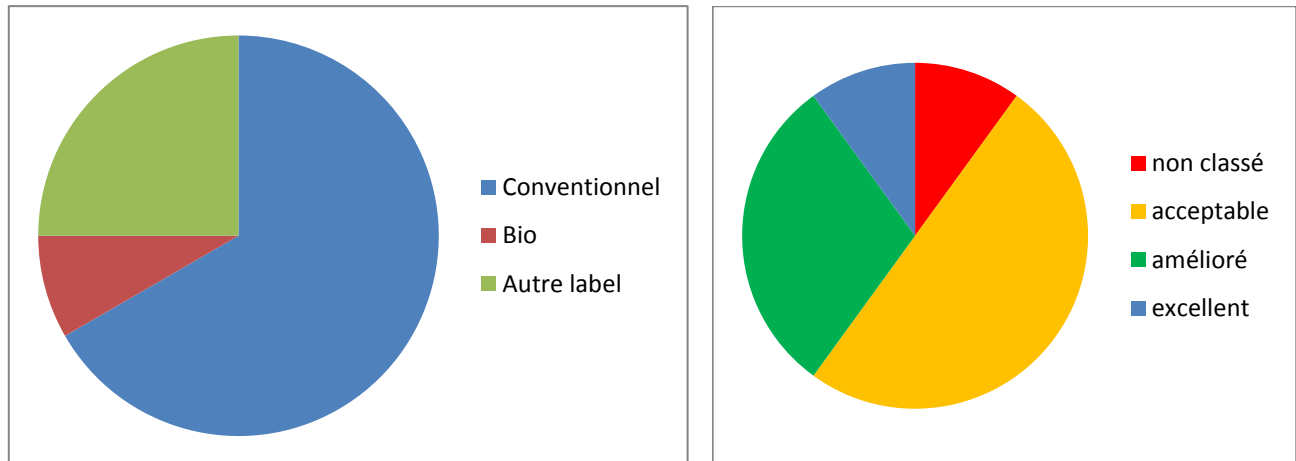


Figure 3.7 : A gauche, proportion d'élevages conventionnels, en Bio ou sous autre signe de qualité dans une région. A droite, proportion d'élevages classés excellent, amélioré, acceptable et non classé dans le système Welfare Quality® (Winckler *et al.*, 2009).

Lorsque l'on veut faire figurer les résultats de plusieurs indicateurs (ou critère) ou de plusieurs populations (ou cas d'étude), les histogrammes (diagrammes en bâtons) permettent une représentation à la fois claire et rigoureuse (Figure 3.8). Cette représentation est généralement facile à comprendre quand on ne représente qu'un cas d'étude. Dès que l'on compare plusieurs cas, la lecture devient délicate. Par ailleurs, la représentation sur un même plan d'indicateurs de natures différentes nécessite de pouvoir définir une échelle de mesure commune (par exemple une échelle de valeur de 0 à 100 comme utilisée dans Welfare Quality® (Winckler *et al.*, 2009)).

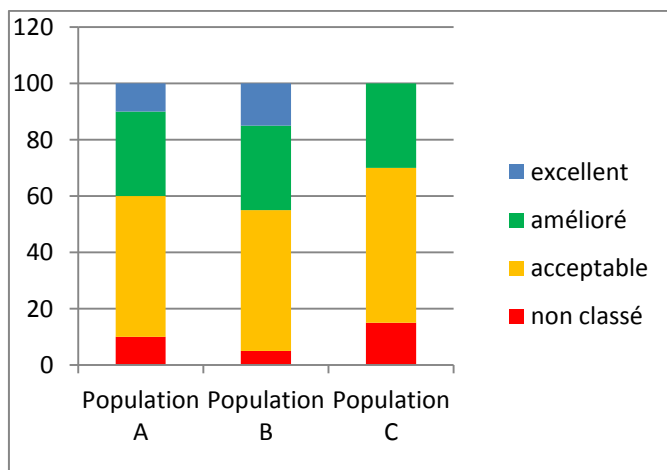




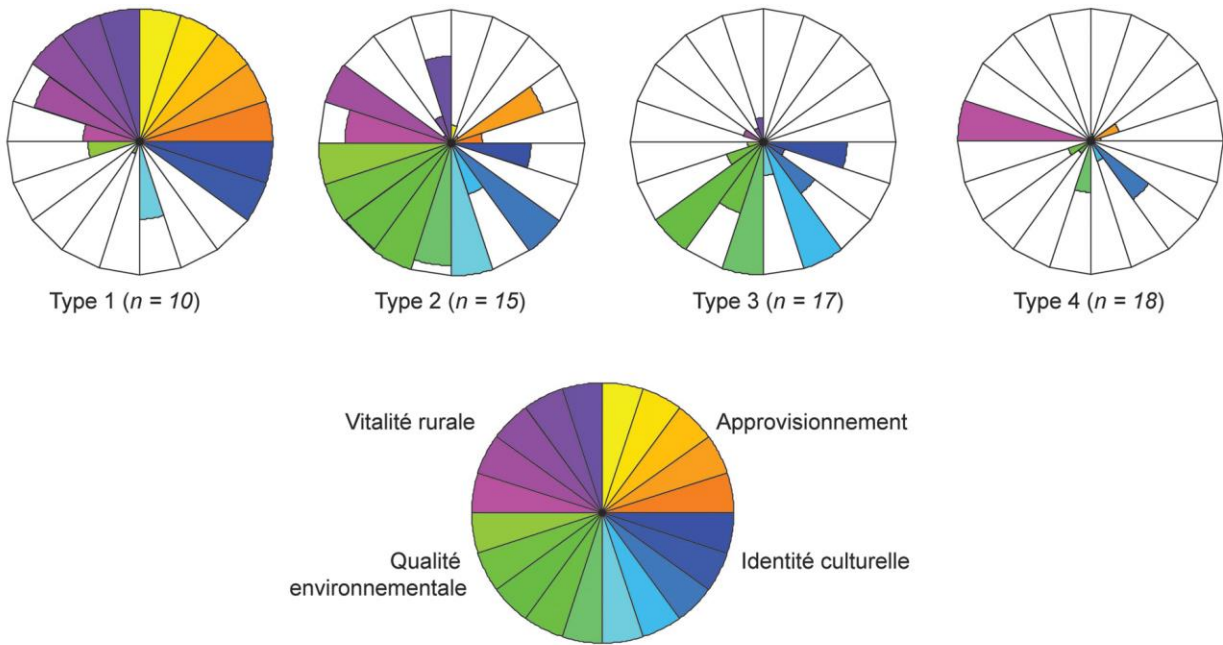


Figure 3.8 : A gauche, comparaison de 3 populations de fermes sur la base des % de fermes classées dans 4 catégories ordinales. A droite (à faire), résultats obtenus par deux systèmes d'élevage sur un ensemble de critères, les ordonnées sont exprimées sur une même échelle de valeur de 0 (critère non respecté) à 100 (critère parfaitement respecté).

Des présentations hybrides entre les secteurs et les histogrammes existent, comme la représentation de bouquets de services écosystémiques proposée par Ryschawy et al. (Ryschawy *et al.*, 2015) (Figure 3.9). Ces représentations ont l'avantage de montrer conjointement les valeurs de différents indicateurs de l'évaluation et d'offrir une interprétation visuelle des différentes catégories. Néanmoins, ce type d'analyse doit veiller à ce que les résultats soient standardisés (en scores sur une échelle -1 à 1 dans le cas présenté) pour limiter les interprétations hâtives. En effet, certaines représentations en radars sont régulièrement utilisées mais peuvent créer un biais d'interprétation. Un critère est représenté par axe et le lecteur peut supposer une surface correspondant à une mesure intégrée de la performance globale, ce qui est une erreur car cette surface dépend de l'agencement des critères mais pas de la performance globale.

Des représentations sous forme de tableaux de bord sont utilisées pour des variables ordinales. Elles consistent à attribuer un code couleur ou symboles pour représenter par exemple un niveau de risque (Girardin *et al.*, 2015). Dans l'exemple du Welfare Quality® (Winckler *et al.*, 2009), on pourrait ainsi utiliser les symboles suivants pour rendre compte de l'évaluation d'une ferme :

			
Ferme excellente		Ferme acceptable	
Ferme Améliorée		ferme non classée	



Catégorie	Service	Couleur
Approvisionnement	Production laitière	Orange
	Production de viande de ruminants	Orange
	Production de viande de monogastriques	Orange
	Production d'oeufs	Jaune
	Production de kilocalories animales	Jaune
Vitalité rurale	Emplois dans les exploitations	Pourpre
	Emplois dans les filières	Pourpre
	Emplois dans les IAA liées à l'élevage	Pourpre
	Contribution de l'élevage à l'emploi	Pourpre
	Stabilité des emplois	Magenta
Qualité environnementale	Maintien de prairies temporaires	Vert
	Maintien de prairies permanentes	Vert
	Haute valeur naturelle	Vert
	Conservation de la biodiversité	Vert
	Qualité de l'eau	Vert
Identité culturelle	Paysages patrimoniaux	Cyan
	Agrotourisme	Cyan
	Produits de qualité	Bleu
	Diversité des ressources génétiques	Bleu
	Maintien de haies	Bleu

Figure 3.9 : Les quatre types de bouquets de services représentés par des diagrammes en secteurs (n = nombre de départements classés dans chaque type). Extrait de (Ryschawy *et al.*, 2015).

3.5. Exemples d'outils développés l'évaluation des activités agricoles

Il existe de nombreux outils conçus pour l'évaluation des systèmes agricoles. Certains sont présentés ci-dessous du fait de leur caractère emblématique.

3.5.1. Des méthodes d'évaluation multicritère de la durabilité

Dans cette partie sont présentées deux exemples emblématiques de méthodes d'évaluation multicritère par indicateurs et une méthode centrée sur les trajectoires.

IDEA

IDEA pour Indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles (Briquel, 2001 ; Vilain, 2008 ; Zahm *et al.*, 2008), est une méthode conçue par la Bergerie Nationale, l'INRA, l'Ensaia, et l'IRSTEA à la demande de la Direction générale de l'enseignement et de la recherche (DGER). L'objectif de la méthode est de réaliser une évaluation multicritère d'une exploitation agricole, suivant les trois piliers du développement durable (appelés « échelle » : agro-écologique, socio-territoriale et économique ; pouvant être assimilés à des principes) pour aider à l'appropriation du concept d'agriculture durable et pour identifier les éléments à améliorer.

IDEA donne 17 objectifs (critères) à l'agriculture durable : cohérence, qualité des produits, développement local, autonomie, gestion économe des ressources naturelles non renouvelables, adaptabilité, protection de l'atmosphère, emploi, protection des sols, qualité de vie, protection et gestion de l'eau, éthique, protection et gestion de la biodiversité, citoyenneté, protection des paysages, développement humain, bien-être animal. Un total de 42 indicateurs est utilisé pour obtenir des scores qui sont agrégés sur les composantes puis sur les échelles. Les scores des indicateurs sont obtenus à partir d'un barème de notation spécifique à chacun devant discriminer les pratiques. Les scores maximaux des indicateurs varient, ce qui revient donc à les pondérer. Il n'y a pas de compensation entre les échelles agro-écologique, socio-territoriale et économique, mais celles-ci sont autorisées au sein des critères. Une note par échelle est proposée, ainsi qu'une note unique pour l'exploitation qui correspond à la note la plus basse entre les trois échelles.

Les indicateurs ont été choisis à partir de la bibliographie ou développés par les concepteurs. Les notations et pondérations ont été établies par un groupe pluridisciplinaire de 30 experts.

Cette méthode est reconnue au plan national. Elle est pédagogique et transparente (les indicateurs sont détaillés). La méthode est utilisée dans le cadre de groupes d'agriculteurs, du développement agricole, et de l'enseignement.

Limites

Un certain nombre de limites sont relevées (Lairez and Feschet, 2015). Devant être adaptable à n'importe quelle exploitation, l'échelle socio-territoriale n'est pas contextualisée à l'aide d'enjeux territoriaux spécifiques. Les indicateurs utilisés sont des indicateurs de pratiques et non d'impact. La méthode est peu adaptée à l'analyse des systèmes très spécialisés (élevages cynicoles par exemples). La principale critique qui lui est faite, est que la méthode sous-tend un modèle de polyculture-élevage et pénalise les systèmes spécialisés jugés moins durables.

Dexi-SH

Le modèle Dexi-SH est un modèle d'évaluation multicritère *ex ante* de la durabilité agro-écologique des systèmes d'élevage bovins laitiers herbagers. La structuration de l'arbre hiérarchique s'est inspiré de celui du modèle Masc (Craheix *et al.*, 2012 ; Sadok *et al.*, 2008) qui utilise le logiciel Dexi (Bohanec *et al.*, 2013) basé sur le principe de la modélisation multi-attributs qualitative. L'objectif de la durabilité agro-écologique a été désagrégé en trois principes : la durabilité des ressources biotiques, la durabilité des ressources abiotiques et les risques sur l'environnement. Ces principes ont été déclinés en critères d'évaluation, renseignés par des indicateurs issus (i) de la littérature scientifique ou (ii) établis par la consultation d'experts (Figure 3.10). Le choix des critères d'évaluation et leurs modalités d'agrégation ont été discutés au sein d'un groupe pluridisciplinaire de scientifiques. Le modèle permet d'évaluer *ex ante* les systèmes d'élevage dans de nombreuses situations pédoclimatiques. La vision de la durabilité peut être modulée par l'utilisateur du modèle en modifiant les pondérations. L'intérêt de ce type d'outil générique réside dans le fait que l'évaluation est très ouverte aux différents objectifs et choix des experts.

Limites

Néanmoins, deux risques sont relevés : i) une utilisation « presse-bouton » pour des utilisateurs non avertis qui ne connaîtraient pas bien les règles de décision ayant conduit à son élaboration et ii) l'impression d'une objectivité par l'utilisation de l'outil alors que les choix ont été faits et pondérés par les experts.

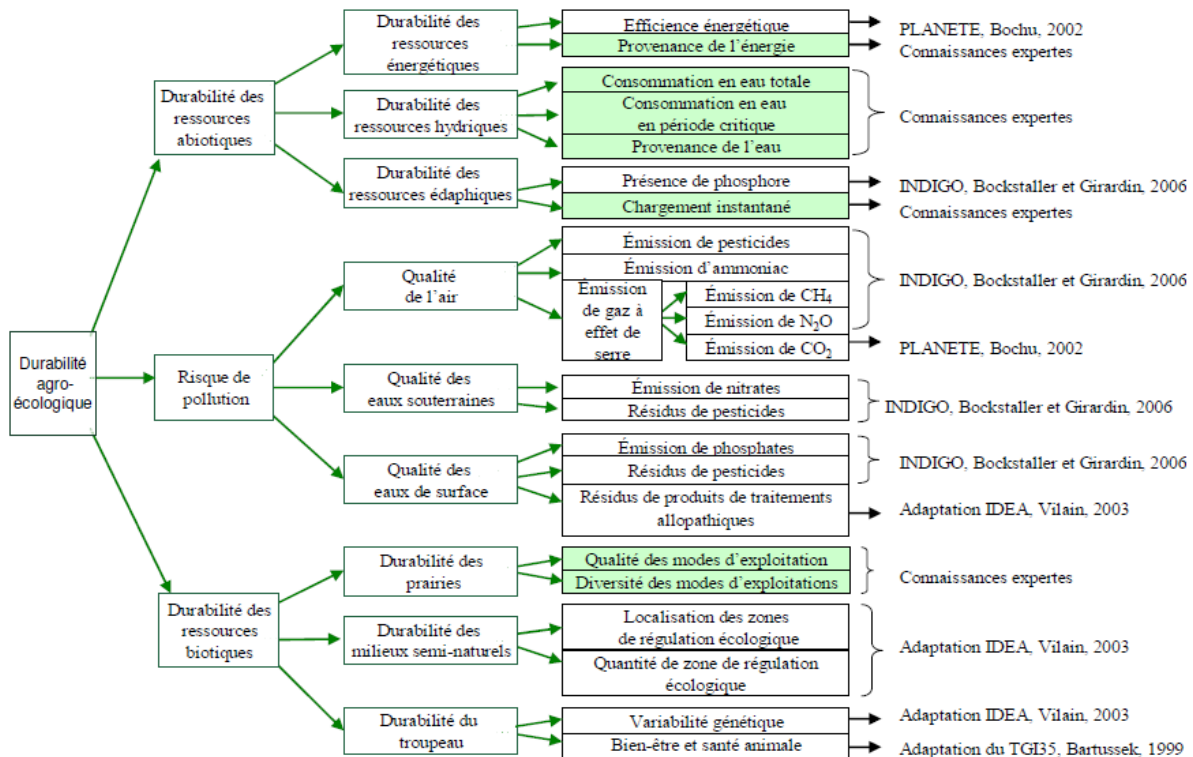


Figure 3.10: Arbre d'organisation des sous objectifs et critères de durabilité agroécologiques, ainsi que les indicateurs associés et leur méthode d'origine, dans la méthode Dexi-SH.

Théorie de la viabilité

La théorie de la viabilité (Aubin, 1991) est un cadre mathématique permettant l'analyse de systèmes dynamiques sous contraintes. Elle permet notamment l'évaluation multicritère de systèmes sans impliquer de pondération entre les différents critères d'évaluation. L'important ici n'est pas uniquement d'identifier les meilleures solutions comme dans le cas de la recherche d'optimums de Pareto (par exemple (Groot *et al.*, 2007 ; Polasky *et al.*, 2005) mais d'identifier également l'ensemble des situations sub-optimales caractéristiques de la diversité des situations possibles. Ce cadre mathématique se focalise sur les séquences temporelles de décisions compatibles avec un ensemble d'objectifs, représentés sous la forme de contraintes que le système doit respecter pour garantir son maintien à long terme. Il met l'accent sur la diversité des évolutions possibles d'une dynamique contrôlée par des décisions. L'idée centrale est de rechercher les ensembles de trajectoires qui respectent un ensemble de contraintes dans le temps (Figure 3.11).

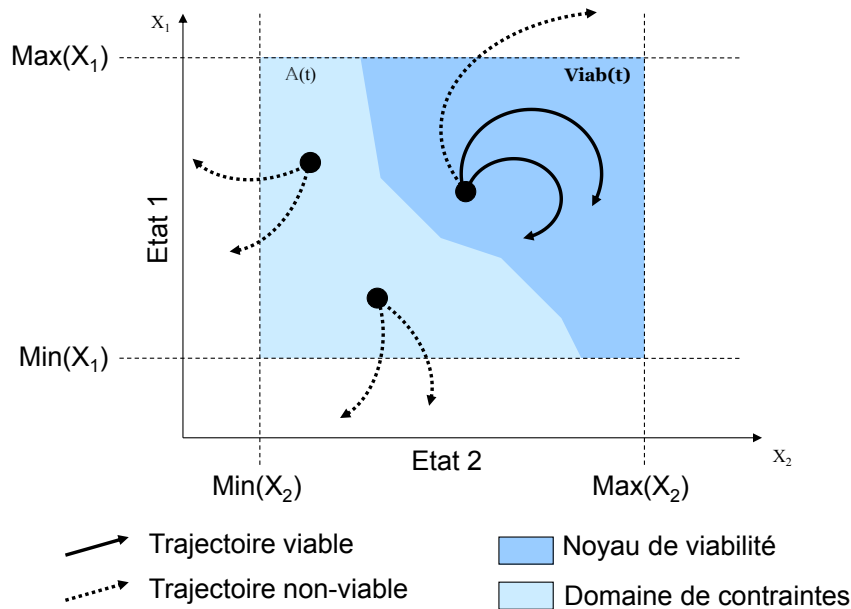


Figure 3.11: Quelques concepts clés associés à la théorie de la viabilité. Diagramme des états d'un système à 2 dimensions (X_1, X_2) d'état au temps t . Les lignes pointillées représentent les contraintes et définissent le domaine de contrainte $A(t)$. Le domaine de contrainte est le sous-ensemble des états qui définit les limites à ne pas franchir pour préserver la bonne santé du système au cours du temps. Partant d'un état du système au temps t (cercles noirs) les trajectoires du système restant dans le domaine de contrainte (flèches continues) sont dites viables, celles qui en sortent (flèches pointillées) ne sont pas viables. Le noyau de viabilité $Viab(t)$ est l'ensemble des états à partir desquels il existe au moins une trajectoire viable.

La théorie de la viabilité a été appliquée à de nombreux systèmes et dans diverses disciplines. Historiquement, l'application de cette théorie à la gestion des ressources renouvelables a principalement concerné la gestion des pêcheries (par exemple (Bene *et al.*, 2001 ; Chapel *et al.*, 2008 ; Cury *et al.*, 2005 ; Doyen *et al.*, 2007 ; Eisenack *et al.*, 2006 ; Martinet *et al.*, 2007)) mais des travaux récents ont également appliqué ce cadre à la gestion des forêts (Bernard, 2010 ; Domenech *et al.*, 2011) ou des systèmes d'élevage (Baumgaertner and Quaas, 2009 ; Sabatier *et al.*, 2010 ; Sabatier *et al.*, 2015; Tichit *et al.*, 2007 ; Tichit *et al.*, 2004).

A l'heure actuelle, la principale limite de cette approche est qu'elle reste difficilement applicable à des modèles trop complexes. En effet, rechercher des ensembles de trajectoires et non un optimum unique a de fortes conséquences en termes de temps de calcul et de mémoire. De plus, cette approche nécessite une bonne connaissance du système considéré dont on doit être capable de modéliser la dynamique.

3.5.2. Les démarches d'analyse environnementale

Le domaine de l'analyse environnementale est très actif. Il peut être source d'indicateurs pour d'autres évaluations. Sont présentées deux méthodes d'analyses et une réflexion sur les applications en analyse des politiques publiques.

L'Analyse du Cycle de Vie

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) créée pour l'industrie dans les années 1970, est adaptée à l'agriculture depuis la fin des années 1990 (van der Werf and Petit, 2002). Elle marque un changement dans la façon de concevoir notre lien à l'environnement, à la fois par sa vision comptable et par sa vision systémique.

Selon le principe de cycle de vie, il ne s'agit plus seulement d'évaluer les conséquences sur l'environnement du fonctionnement d'un appareil ou de l'utilisation d'un produit, mais de le resituer dans une chaîne qui va de la production de ces constituants (et de l'énergie nécessaire à sa fabrication) jusqu'à la gestion des déchets qu'il génère, ou de son recyclage lors de sa fin de vie (Guinée, 2002). Dans les ACV réalisées dans les systèmes agricoles, le cycle n'est pas entièrement bouclé puisqu'on s'arrête souvent à la sortie de la ferme (« cradle to gate »). Les différentes étapes de la vie d'un produit peuvent se dérouler dans des zones géographiques très variées. En élevage, on utilise régulièrement des ressources énergétiques comme des mélasses ou protéiques comme du soja provenant de pays tiers parfois très éloignés.

L'ACV propose un ensemble de catégories d'impact associées à l'utilisation de ressources (eau, surface terrestre, ressources énergétiques ...) ou à l'émission de polluants dans différents compartiments (eau, sol, air), affectant des cibles différentes comme la santé humaine ou celle des écosystèmes. L'ACV permet ainsi de dresser un panorama des conséquences environnementales d'une activité (Encart 4). C'est le moyen de mettre en évidence des transferts d'impacts lors de changements de pratiques ou de systèmes de production, c'est-à-dire la dégradation potentielle de certains impacts concomitamment à l'amélioration de certains autres, prévue initialement.

Ainsi, une norme ISO (ISO, 2006a; b) présente la méthode, son déroulement et fixe des règles méthodologiques. Il faut néanmoins signaler que si la norme décrit bien le déroulement d'une étude ACV, elle ne dit rien du choix des indicateurs, des modèles de calculs des émissions polluantes ou des méthodes d'analyse des résultats.

Une ACV se réalise en quatre étapes (Figure 3.12) :

- La première étape consiste à définir les objectifs de l'étude et les limites du système considéré.
- La deuxième étape, est celle de l'inventaire. Il s'agit de recueillir toutes les données permettant de caractériser le système, d'en évaluer les émissions et les consommations de ressources. L'accessibilité de données représentatives, précises, de qualité, et clairement caractérisées (métadonnées) est un des points clés de cette étape, et de l'ACV en général.
- La troisième étape est celle du calcul des impacts (voir encadré N°3). Il s'agit d'agrèger les données d'émission et de consommation issues de l'inventaire. Pour cela, on utilise par exemple les modèles du GIEC² pour mesurer le changement climatique en kg d'équivalent CO₂.
- Dans la quatrième étape, l'interprétation des résultats consiste à présenter et analyser les résultats de l'évaluation de l'impact afin de dégager des conclusions et des recommandations. On y analyse la contribution de chacun des processus (étapes du cycle de vie, mais aussi d'une substance ou une ressource) aux différentes catégories d'impact et évalue l'incertitude des résultats. L'interprétation des résultats permet de déterminer les leviers utilisables dans une amélioration environnementale du système.

² http://www.ipcc.ch/home_languages_main_french.shtml

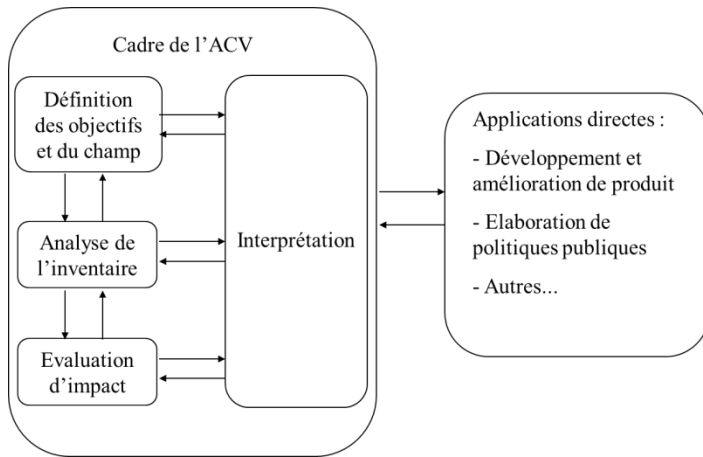


Figure 3.12 : Cadre méthodologique de l'ACV. D'après ISO.

Encart 4 : Les catégories d'impact potentiel régulièrement retenues dans les études portant sur l'élevage (de Vries and De Boer, 2010) :

- L'eutrophisation, exprimée le plus souvent en kg d'équivalent phosphates (PO₄-eq), concerne les impacts sur les écosystèmes aquatiques et terrestres dus à un enrichissement en azote et phosphore, comme par exemple une prolifération anarchique d'algues qui consomment l'oxygène disponible. Certaines études différencient l'eutrophisation marine et l'eutrophisation des eaux douces (voir chapitre 4)
- Le changement climatique, exprimé en kg d'équivalent dioxyde de carbone (CO₂-eq), qui évalue la production de gaz à effet de serre par le système. Il est généralement évalué en considérant le pouvoir de réchauffement global à horizon 100 ans de différents composés tels que, pour l'élevage, le CO₂ (non biogénique), le CH₄, le N₂O (voir section 4.1).
- L'acidification, exprimée en kg d'équivalent SO₂ (SO₂-eq), qui rassemble l'effet de toutes les molécules ayant un rôle d'acidification des milieux terrestres et aquatiques. En élevage, le NH₃ est particulièrement concerné. (voir section 4.1)
- L'utilisation d'énergie, exprimée en Méga Joules (MJ), qui regroupe l'ensemble des ressources énergétiques utilisées (voir chapitre 4)
- L'utilisation de surface terrestre (land use, LU), généralement exprimée en m².année (surface occupée pendant un an), permet de définir la quantité de surface mobilisée pendant les différentes phases du cycle de vie et qui ne peut être utilisée par d'autres activités ou considérée comme espace naturel (Geyer *et al.*, 2010 ; Schmidt, 2008). Cette catégorie d'impact est parfois complétée par le Land Use Change (LUC) qui prend en compte le changement de nature de la surface considérée. Par exemple, il permet de prendre en compte la différence de stockage de carbone quand une forêt est coupée ou quand une pâture est retournée (voir chapitre 4).
- L'utilisation de l'eau est régulièrement utilisée en ACV en agriculture (Canals *et al.*, 2009; Corson and Doreau, 2013). Dans les ACV agricoles elles comptabilisent généralement l'eau bleue (voir chapitre 4). Certains auteurs ont aussi proposé d'inclure la notion de rareté de l'eau afin de moduler l'impact en fonction de la disponibilité en eau (Pfister *et al.*, 2009).

Limites

L'ACV est donc d'un outil puissant d'analyse environnementale, mais qui comporte plusieurs écueils :

- Celui de la complétude : il manque encore un certain nombre de catégories d'impact opérationnelles, comme la biodiversité, pour laquelle il n'existe pas encore de cadre consensuel de calcul.
- Celui de l'interprétation et de la prise de décision : la multiplicité des indicateurs (surtout s'ils ne vont pas dans le même sens) rend difficilement compréhensible le diagnostic et complique la prise de décision.
- Le choix des règles d'allocation dans les systèmes agricoles ne fait pas consensus. Néanmoins, la valeur économique des différents coproduits, censée représenter leur intérêt pour le producteur et la société, est régulièrement utilisée (Ardente and Cellura, 2012 ; Cederberg and Stadig, 2003 ; Nguyen *et al.*, 2012 ; Pelletier and Tyedmers, 2011). Les différentes règles d'allocation ne donnant pas les mêmes niveaux d'impacts entre les coproduits
- Un des points particuliers des ACV est la mobilisation d'un nombre de données très important et de natures ou d'origines très diverses, pouvant induire de la lourdeur dans la mise en œuvre. La qualité et la complétude des données deviennent alors un critère fondamental dans la précision du résultat de l'ACV.

Les perspectives d'évolution de l'ACV en agriculture sont nombreuses. Il s'agit de poursuivre l'adaptation de méthodes de calcul pertinentes au cadre de l'ACV, pour mieux prendre en compte les spécificités du monde biologique, le devenir des émissions polluantes, la sensibilité des milieux aux impacts, développer des approches spatialisées (Loiseau *et al.*, 2013 ; Nitschelm *et al.*, 2016) et couvrir des champs mal couverts comme ceux de l'écotoxicité ou de la biodiversité. Le cadre de l'ACV est aussi utilisé pour aborder les champs du social : ACV sociale (Falque *et al.*, 2013 ; UNEP, 2009), ou plus largement l'évaluation de la durabilité.

Il existe une variante dite ACV conséquentielle qui permet d'évaluer les impacts d'une décision sur les processus affectés par cette décision. Il s'agit par exemple, quand on étudie les changements de pratiques d'alimentation des animaux, d'évaluer les modifications des impacts associés aux changements d'assolement dans les cultures, et aux modifications de l'offre et de la demande sur les marchés internationaux (Nguyen *et al.*, 2013 ; Vazquez-Rowe *et al.*, 2013). Elle s'appuie sur un nombre d'hypothèses encore supérieur à l'ACV attributionnelle classique.

Emergy

L'agriculture mobilise une combinaison d'intrants provenant du capital naturel (sol, énergie solaire, pluie, ressources énergétiques fossiles) et d'intrants provenant du capital créé par l'homme (engrais, semences, pesticides) pour générer ses produits. La méthode ACV ne considère que les intrants du capital créé par l'homme et les ressources énergétiques fossiles. Au contraire, basée sur les principes de la thermodynamique, la méthode Emergy a été développée pour évaluer l'ensemble des besoins en énergie pour obtenir un produit (Paoli *et al.*, 2008). L'Emergy est définie comme étant l'énergie solaire disponible utilisée directement et indirectement pour réaliser un service ou un produit (Odum, 1995). La méthode Emergy est donc une méthode d'analyse quantitative qui exprime les ressources non-matérielles (ressources naturelles telles que le soleil, la pluie, le vent...), les ressources matérielles, les services et les produits dans une unité commune (Bastianoni *et al.*, 2001). Puisque l'énergie solaire est l'intrant énergétique majoritaire sur terre, toutes les autres formes d'énergie sont converties en équivalent solaire afin d'être exprimées dans une unité commune. Cette unité est exprimée en quantité d'énergie solaire utilisée (Odum, 1995). Elle est appelée « Emergy solaire » et s'exprime en joules d'Emergy solaire dont l'abréviation est « sej » pour solar emjoule. Les transformités (ou coefficients de transformation) estiment la quantité d'Emergy (en sej) requise directement ou indirectement pour produire une unité d'un bien ou d'un service. Elles correspondent au ratio de l'Emergy nécessaire pour produire un flux ou une unité de stock, sur l'énergie réelle de ce flux ou de ce stock (Ulgiati and Brown, 2002), et se mesure donc en sej/J.

La méthode Emergy utilise aussi des diagrammes spécifiques pour représenter les systèmes de production et leurs flux associés. Un ensemble de symboles représentent, les sources, puits, consommateurs, producteurs,

dispersions... Un exemple appliqué à un élevage laitier est présenté Figure 3.13. Dans la méthode et dans ces diagrammes, les flux d'énergie sont caractérisés selon leur origine : le flux total d'Emergy (Y), les flux issus de la nature (I), les intrants provenant de l'activité humaine (F) qui sont classés en matériaux (M) et services (S). Pour chaque flux, il est possible de distinguer une partie renouvelable (R) et une partie non renouvelable (N). A partir de cette classification un certain nombre de ratios sont proposés pour caractériser les performances des systèmes. Ils permettent d'analyser la dépendance du système aux flux naturels et anthropiques, leur niveau de renouvelabilité et leur niveau de stress vis-à-vis de l'environnement.

La méthode Emergy est particulièrement intéressante pour comprendre les liens entre facteurs anthropiques et naturels dans les systèmes agricoles. Elle a donc été particulièrement utilisée pour caractériser les systèmes d'élevage très liés à l'environnement comme les systèmes d'élevage de bovins au pâturage (Vigne *et al.*, 2013) ou pour évaluer certains services écosystémiques (Rugani *et al.*, 2013 ; Watanabe and Ortega, 2014). Par ailleurs, son cadre méthodologique ayant des analogies avec celui de l'ACV il est possible de coupler les deux méthodes (Wilfart *et al.*, 2013 ; Zhang *et al.*, 2010).

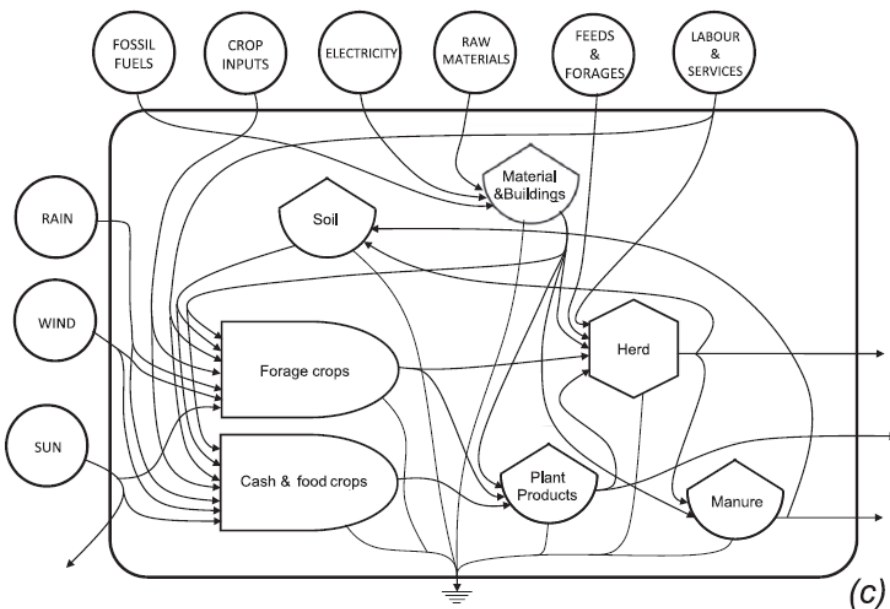


Figure 3.13 : Diagramme Energy du système laitier en Poitou-Charentes et Bretagne (Vigne *et al.*, 2013) . Les flèches correspondent aux flux d'énergie. Les cercles correspondent aux différentes sources et les différents compartiments du système sont différenciés selon leur fonctionnement.

Limites et controverses

La principale limite de la méthode repose sur le calcul des transformités qui caractérisent chacun des produits. La plupart des transformités est calculée à partir du flux annuel d'Emergy sur la terre (Odum and Odum, 2000). Si les transformités ne sont pas disponibles dans la littérature ou non adaptées au contexte du travail, Odum propose plusieurs façons de les calculer (Odum, 1995). Il est donc nécessaire d'indiquer l'origine de chaque transformité utilisée lors des analyses Emergy (Wilfart *et al.*, 2012).

Evaluer les effets des politiques publiques sur l'environnement

Deux ensembles de méthodes semblent utiles pour apprécier les politiques publiques visant à soutenir la production de services dans les élevages :

- a) des démarches qualitatives de mise en œuvre des politiques publiques poursuivant des objectifs environnementaux,
- b) des démarches quantitatives : comparaison d'évolutions d'indicateurs entre des bénéficiaires et non bénéficiaires de ces politiques.

Parmi les démarches qualitatives, citons les démarches inspirées de l'économie institutionnelle, en particulier la procédure « PICA » (Procedure for Institutional Compatibility Assessment) (Amblard and Mann, 2011). Cette démarche en 4 étapes (classification des options de politique, identification des aspects institutionnels cruciaux, définition d'indicateurs institutionnels, évaluation de la compatibilité institutionnelle) a notamment été appliquée aux zones d'élevage concernées par la Directive Cadre sur l'Eau.

L'estimation de l'effet propre des politiques sectorielles (sociales, éducatives, agricoles, etc.) a été largement développée en économétrie et en statistiques (Brodsky *et al.*, 2007; Heckman *et al.*, 1999). Dans le domaine agricole, Chabé-Ferret et Subervie l'ont appliqué au cas des MAE (y compris celles concernant l'élevage) afin d'estimer l'« effet propre » de la politique publique (c'est-à-dire la différence entre le niveau de pratiques observé en présence de la MAE et le niveau de pratiques que l'on aurait observé en l'absence de la MAE) (Chabé-Ferret and Subervie, 2013). Ils mettent en évidence que les méthodes statistiques visant à comparer des ensembles d'exploitations bénéficiaires et non bénéficiaires (appelées méthodes de matching et de matching en double-différence) peuvent être mises en œuvre à l'aide des bases des données existantes (si certains appariements entre ces bases de données peuvent être réalisés). Ces méthodes permettent de dépasser les biais des méthodes « intuitives » habituellement utilisées pour estimer l'effet propre des politiques.

Deux sous-populations distinctes sont ainsi considérées : les bénéficiaires et les non bénéficiaires. Une méthode « intuitive » pour mesurer l'impact d'une MAE sur les pratiques agricoles consiste à comparer les situations « avec ou sans » politique publique. La réalisation de cette estimation est simple puisqu'il suffit de comparer le niveau des pratiques des bénéficiaires à celui des non-bénéficiaires. Cependant, cette estimation est biaisée puisqu'une partie au moins de la différence de pratiques observée entre bénéficiaires et non bénéficiaires peut être due au fait que les bénéficiaires ont des caractéristiques différentes de celles des non bénéficiaires. Par exemple, les bénéficiaires peuvent avoir un niveau de formation plus élevé, des capacités managériales plus fortes, un cahier des charges orienté vers une production de meilleure qualité ou des terres plus fertiles, qui les conduisent à adopter, même en l'absence de MAE, des pratiques plus respectueuses de l'environnement. Par conséquent, ces agriculteurs sont plus enclins à contractualiser des MAE puisque le coût d'adoption de ces mesures est plus faible pour eux. Pour cette raison, la comparaison entre bénéficiaires et non bénéficiaires surestime l'impact de la politique, en lui attribuant ce qui est dû, en réalité, au mode de sélection des bénéficiaires dans le dispositif : c'est ce qui est appelé le « biais de sélection ». Ce biais est égal à la différence entre le niveau moyen des pratiques qu'auraient adoptées les bénéficiaires en l'absence de la politique et le niveau moyen des pratiques adoptées par les non bénéficiaires.

Une autre méthode dite « intuitive » utilisée pour mesurer l'impact d'une MAE sur les pratiques agricoles est la comparaison « avant-après » la politique publique. Cette méthode consiste à comparer le niveau moyen de pratiques des bénéficiaires (ou de l'ensemble de la population) après la contractualisation au niveau moyen de leurs pratiques avant la contractualisation. Cette méthode conduit à une estimation biaisée de l'effet recherché. Le changement de pratiques observé chez les bénéficiaires peut effectivement n'être qu'en partie à la conséquence d'une contractualisation MAE. Les changements du contexte dans lequel évoluent les exploitations agricoles peuvent aussi être à l'origine d'un changement dans les pratiques. Ce biais qualifié de « temporel » correspond à l'ensemble des changements de pratiques qui auraient eu lieu au cours de la période chez les bénéficiaires en l'absence des MAE.

Si l'on souhaite estimer les biais inhérents à l'application des méthodes « intuitives », deux types de méthodes ont été appliquées aux politiques agricoles, notamment celles concernant l'élevage. Il s'agit des méthodes précédemment mentionnées basées sur le principe du matching simple et celles basées sur le principe du matching en double-différence.

On distingue généralement deux types de méthodes de matching : les méthodes basées sur le principe du (des) voisin(s) le(s) plus proche(s) (estimateur « nearest neighbor ») et les méthodes basées sur des régressions locales pondérées (estimateur « local linear regression ») (voir la formulation mathématique des estimateurs chez Chabé-Ferret et Subervie, 2009) (Chabé-Ferret and Subervie, 2009). L'estimateur « nearest neighbor » est celui qui met en œuvre le plus directement la notion de jumeau : pour chaque bénéficiaire, le niveau de pratique contrefactuel est celui du non bénéficiaire ayant les caractéristiques observées les plus proches.

3.6. Pourquoi les aspects sociaux restent-ils peu considérés dans les évaluations multicritères?

Les études portant sur la durabilité de l'élevage ou les services rendus par l'élevage sont en général critiquées car elles se focalisent plutôt sur des indicateurs économiques et environnementaux et laissent le volet social de côté. Ces études sont souvent réalisées par des experts plus concernés par les deux premières dimensions et de plus, l'accès à des données quantifiées de type social est beaucoup plus complexe et controversé. De nombreux indicateurs de qualité environnementale des milieux ont été développés mais leur analyse reste souvent monocritère et leur résolution variable. Il existe en effet peu de méthodes d'analyse multicritères pour évaluer la contribution de l'agriculture au développement territorial : de nombreux indicateurs existent sur les différents volets de la durabilité mais sont souvent mobilisés de manière sectorielle (Guillaumin *et al.*, 2009). Ainsi Gerber *et al.* ont proposé une évaluation multicritère des systèmes d'élevage laitier, mais en se limitant à la durabilité agro-écologique, sans prendre en compte les dimensions sociales et économiques, ni les autres filières s'inscrivant dans les territoires considérés (Gerber *et al.*, 2009). Des approches plus intégratives ont été développées mais restent très qualitatives et sur des exemples particuliers peu généralisables (Guillaumin *et al.*, 2008).

Par exemple, dans l'étude de Ryschawy *et al.*, l'accent avait été mis sur la nécessité de considérer des catégories sociales mais compte-tenu du peu d'indicateurs disponibles dans les bases de données nationales, le champ d'analyse a été largement restreint (Ryschawy *et al.*, 2015). Sur des dimensions originales, comme le « patrimoine » et la « vitalité territoriale », peu ou pas d'indicateurs ont pu être développés et l'accès aux données a été rapidement limité par le secret statistique. Ainsi, la catégorie « vitalité territoriale » se réduit-elle dans une première quantification à la création d'emplois directs par l'élevage, sans prendre en compte les emplois indirects ou le dynamisme territorial induit par la présence d'éleveurs dans les territoires ruraux. Dans la catégorie « patrimoine », l'identité gastronomique mériterait d'être considérée au-delà des seules productions labellisées « Signes Officiels de la Qualité et de l'Origine ». L'esthétique des paysages a aussi été réduite à la seule présence d'éléments semi-naturels (par exemple l'estimation des mètres linéaires de haies ne traduisent pas directement des paysages bocagers patrimoniaux). Par la suite, des entretiens spécifiques dans des départements où l'élevage est patrimonial hors des produits labellisés permettraient d'enrichir cette approche. Ainsi, en Bretagne, l'élevage fait partie de l'histoire et du développement en général, mais il est impossible d'estimer sa contribution au patrimoine culturel.

Ce manque de prise en compte des aspects sociaux pourrait même verrouiller la transition agro-écologique des systèmes d'élevage (Beudou *et al.*, soumis). Pour pallier ces manques, il est nécessaire de se demander comment i) mieux considérer les services patrimoniaux et de vitalité et ii) explorer les attentes des acteurs locaux vis-à-vis de l'élevage.

3.7. Conclusion

Qui dit évaluation dit choix ! Toute évaluation comporte donc à la fois un volet méthodologique important, mais aussi une part de subjectivité. Il existe des méthodes pour décrire les systèmes et les qualifier à l'aide de divers indicateurs mesurant leurs productions ou impacts de manière objective. Mais dès que l'on cherche à hiérarchiser des systèmes, il sera nécessaire de conduire une évaluation multicritère, interprétant les indicateurs sur des échelles de valeurs et les agrégeant. Il n'est alors pas possible de s'affranchir de la subjectivité. Cette subjectivité doit être rendue explicite puisqu'elle a un impact sur le choix des critères et des indicateurs, et encore plus sur la façon de les interpréter et de les agréger.

Les indicateurs, les métriques et les méthodes d'agrégation peuvent aider à formaliser l'évaluation (donc dans une certaine mesure à formaliser le côté subjectif). Le risque du recours aveugle à des méthodes quantitatives complexes (ACV, IDEA, Dexi, Emergy, théorie de la viabilité, ...) est d'oublier la dimension subjective sous-jacente au formalisme mathématique et de donner l'illusion d'un choix « objectif » alors qu'un choix dépend de dimensions très différentes telles que les préférences, les stratégies collectives. Les évaluations de politiques publiques peuvent aider à objectiver les termes des choix réalisés.

Références bibliographiques

Allaire, G.; Dupeuble, T., 2003. De la multifonctionnalité à la multi-évaluation de l'activité agricole. *Économie rurale*, 275: 51-65.

Amblard, L.; Mann, C., 2011. Ex-ante institutional compatibility assessment of policy options: methodological insights from a case study on the Nitrate Directive in Auvergne, France. *Journal of Environmental Planning and Management*, 54 (5): 661-684. <http://dx.doi.org/10.1080/09640568.2010.527128>

Ardente, F.; Cellura, M., 2012. Economic Allocation in Life Cycle Assessment The State of the Art and Discussion of Examples. *Journal of Industrial Ecology*, 16 (3): 387-398. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00434.x>

Aubin, J.P., 1991. *Viability Theory*. Boston: Birkhäuser, 543 p.

Bastianoni, S.; Marchettini, N.; Panzieri, M.; Tiezzi, E., 2001. Sustainability assessment of a farm in the Chianti area (Italy). *Journal of Cleaner Production*, 9 (4): 365-373. [http://dx.doi.org/10.1016/S0959-6526\(00\)00079-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0959-6526(00)00079-2)

Baumgaertner, S.; Quaas, M.F., 2009. Ecological-economic viability as a criterion of strong sustainability under uncertainty. *Ecological Economics*, 68 (7): 2008-2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.01.016>

Bene, C.; Doyen, L.; Gabay, D., 2001. A viability analysis for a bio-economic model. *Ecological Economics*, 36 (3): 385-396. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00261-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00261-5)

Bernard, C., 2010. *Mathematical modelling of sustainable development: an application to the case of the rain-forest of Madagascar*. (*Biomat 2009*), 152-166. http://dx.doi.org/10.1142/9789814304900_0011

Bockstaller, C.; Guichard, L.; Makowski, D.; Aveline, A.; Girardin, P.; Plantureux, S., 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (1): 139-149. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2007052>

<http://link.springer.com/content/pdf/10.1051%2Fagro%3A2007052.pdf>

Bohanec, M.; Žnidaršič, M.; Rajkovič, V.; Bratko, I.; Zupan, B., 2013. DEX Methodology: Three Decades of Qualitative Multi-Attribute Modeling. *Informatica*, 37 (1): 49-54.

Bonnal, P.; Bonin, M.; Aznar, O., 2012. Les évolutions inversées de la multifonctionnalité de l'agriculture et des services environnementaux. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 12 (3). <http://dx.doi.org/10.4000/vertigo.12882>

Botreau, R.; Bonde, M.; Butterworth, A.; Perny, P.; Bracke, M.B.M.; Capdeville, J.; Veissier, I., 2007. Aggregation of measures to produce an overall assessment of animal welfare. Part 1: a review of existing methods. *Animal*, 1 (8): 1179-1187. <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731107000535>

Bouyssou, D., 1990. Building Criteria: A Prerequisite for MCDA. In: Bana e Costa, C.A., ed. *Readings in Multiple Criteria Decision Aid*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 58-80. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-75935-2_4

http://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-3-642-75935-2_4

Bouyssou, D.; Marchant, T.; Pirlot, M.; Perny, P.; Tsoukias, A.; Vincke, P., 2000. *Evaluation and Decision Models a Critical Perspective*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer academic publishers (*International Series in Operations Research & Management Science*), 274 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4615-1593-7>

Briquel, V.c., 2001. La méthode IDEA (indicateurs de durabilité des exploitations agricoles) : une démarche pédagogique. *Ingénieries - E.A.T*, 25.

Brodaty, T.; Crépon, B.; Fougère, D., 2007. Les méthodes microéconométriques d'évaluation et leurs applications aux politiques actives de l'emploi. *Économie et Prévision*, 177: 91-118.

Canals, L.M.I.; Chenoweth, J.; Chapagain, A.; Orr, S.; Anton, A.; Cliff, R., 2009. Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I-inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14 (1): 28-42. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-008-0030-z>

Cederberg, C.; Stadig, M., 2003. System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8 (6): 350-356. <http://dx.doi.org/10.1065/lca2003.07.126>

Chabé-Ferret, S.; Subervie, J., 2009 *Estimation des effets propres des mesures agroenvironnementales du plan de développement rural national 2000-2006 sur les pratiques des agriculteurs*: Rapport remis au Ministère de l'Agriculture et de la Forêt, 222 p.

Chabé-Ferret, S.; Subervie, J., 2013. How much green for the buck? Estimating additional and windfall effects of French agro-environmental schemes by DID-matching. *Journal of Environmental Economics and Management*, 65 (1): 12-27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2012.09.003>

Chapel, L.; Deffuant, G.; Martin, S.; Mullon, C., 2008. Defining yield policies in a viability approach. *Ecological Modelling*, 212 (1-2): 10-15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.10.007>

Corson, M.S.; Doreau, M., 2013. Évaluation de l'utilisation de l'eau en élevage. *INRA Productions Animales*, 26 (3): 239-248. http://www6.inra.fr/productions-animales/content/download/6594/90199/version/1/file/Prod_Anim_2013_26_3_01.pdf

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>

Craheix, D.; Angevin, F.; Bergez, J.-E.; Bockstaller, C.; Colomb, B.; Guichard, L.; Reau, R.; Doré, T., 2012. MASC 2.0, un outil d'évaluation multicritère pour estimer la contribution des systèmes de culture au développement durable. *Innovations Agronomiques*, 20: 35-48.

Cury, P.M.; Mullon, C.; Garcia, S.M.; Shannon, L.J., 2005. Viability theory for an ecosystem approach to fisheries. *Ices Journal of Marine Science*, 62 (3): 577-584. <http://dx.doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.10.007>

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>

Domenech, P.A.; Saint-Pierre, P.; Zaccour, G., 2011. Forest Conservation and CO2 Emissions: A Viable Approach. *Environmental Modeling & Assessment*, 16 (6): 519-539. <http://dx.doi.org/10.1007/s10666-011-9286-y>

Doyen, L.; De Lara, M.; Ferraris, J.; Pelletier, D., 2007. Sustainability of exploited marine ecosystems through protected areas: A viability model and a coral reef case study. *Ecological Modelling*, 208 (2-4): 353-366. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.06.018>

Eisenack, K.; Scheffran, J.; Kropp, J.P., 2006. Viability analysis of management frameworks for fisheries. *Environmental Modeling & Assessment*, 11 (1): 69-79. <http://dx.doi.org/10.1007/s10666-005-9018-2>

Eisler, M.C.; Lee, M.R.F.; Tarlton, J.F.; Martin, G.B.; Beddington, J.; Dungait, J.A.J.; Greathead, H.; Liu, J.X.; Mathew, S.; Miller, H.; Misselbrook, T.; Murray, P.; Vinod, V.K.; Van Saun, R.; Winter, M., 2014. Steps to sustainable livestock. *Nature*, 507 (7490): 32-34. <http://dx.doi.org/10.1038/507032a>

Fahrig, L.; Baudry, J.; Brotons, L.; Burel, F.G.; Crist, T.O.; Fuller, R.J.; Sirami, C.; Siriwardena, G.M.; Martin, J.L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14 (2): 101-112. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>

Falque, A.; Feschet, P.; Garrabé, M.; Gillet, C.; Lagarde, V.; Loeillet, D.; Macombe, C.c., 2013. *ACV Sociales, Effets socio-économiques des chaînes de valeurs*. Montpellier: CIRAD (Collection Thema de la revue *FruiTrop*), 172 p.

Gerber, M.; Astigarraga, L.; Bockstaller, C.; Fiorelli, J.L.; Hostiou, N.; Ingrand, S.; Marie, M.; Sadok, W.; Veysset, P.; Ambroise, R.; Peigné, J.; Plantureux, S.; Coquil, S., 2009. Le modèle Dexi-SH* pour une évaluation multicritère de la durabilité agroécologique des systèmes d'élevage bovins laitiers herbagers. *Innovations Agronomiques*, 4: 249-252.

Geyer, R.; Stoms, D.M.; Lindner, J.P.; Davis, F.W.; Wittstock, B., 2010. Coupling GIS and LCA for biodiversity assessments of land use. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15 (5): 454-467. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-010-0170-9>

Girardin, P.; Guichard, L.; Bockstaller, C., 2015. *Indicateurs et tableaux de bord : guide pratique pour l'évaluation environnementale*. Paris, France: Tec & Doc Lavoisier, 32 p.

Grabisch, M.; Roubens, M., 2000. Application of the Choquet integral in multicriteria decision making. In: Grabish, M.; Murofushi, T.; Sugeno, M., eds. *Fuzzy measures and Integrals - Theory and Applications*. *Studies in Fuzziness and Soft Computing* Heidelberg, Germany: Physica-Verlag, , 348-374.

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>

Guillaumin, A.; Dockes, A.C.; Palazon, R., 2009. La contribution des exploitations d'élevage au développement durable : état des lieux des méthodes d'évaluation et résultats. *Rencontres Recherche Ruminants* 85-92.

Guillaumin, A.; Dockès, A.C.; Tchakérian, E.; Daridan, D.; Gallot, S.; Hennion, B.; Lasnier, A.; Perrot, C., 2008. La multifonctionnalité de l'agriculture : contrainte ou opportunité pour les agriculteurs ? *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 56: 45-66.

Guinée, J.B.e., 2002. *Handbook on Life Cycle Assessment. An Operational Guide to the ISO Standards*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 692 p. <http://dx.doi.org/10.1007/0-306-48055-7>

Heckman, J.J.; LaLonde, R.J.; Smith, J.A., 1999. The economics and econometrics of active labor market programs. *Handbook of Labor Economics*, 3: 1865-2097.

ISO, 2006a. *Principles and Framework. Life Cycle Assessment - Environmental management*. Brussels: European Committee for Standardization:.

ISO, 2006b. *Requirements and guidelines Life Cycle Assessment - Environmental management*. Brussels: European Committee for Standardization:.

Lairez, J.; Feschet, P., 2015. *Agriculture et développement durable, Guide pour l'évaluation multicritère*. Dijon / Versailles: Educagri éditions / Editions Quae.

Loiseau, E.; Roux, P.; Junqua, G.; Maurel, P.; Bellon-Maurel, V., 2013. Adapting the LCA framework to environmental assessment in land planning. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (8): 1533-1548. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0588-y>

Martinet, V.; Thebaud, O.; Doyen, L., 2007. Defining viable recovery paths toward sustainable fisheries. *Ecological Economics*, 64 (2): 411-422. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.036>

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

Nguyen, T.T.H.; Corson, M.S.; Doreau, M.; Eugene, M.; van der Werf, H.M.G., 2013. Consequential LCA of switching from maize silage-based to grass-based dairy systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (8): 1470-1484. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0605-1>

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>

Nitschelm, L.; Aubin, J.; Corson, M.S.; Viaud, V.; Walter, C., 2016. Spatial differentiation in Life Cycle Assessment LCA applied to an agricultural territory: current practices and method development. *Journal of Cleaner Production*, 112 (O (International Organization for Standardization), 2006, ISO 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework): 2472-2484. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.138>

Odum, H.T., 1995. *Environmental Accounting: Emery and Environmental Decision Making*. New York: Wiley, 384 p.

Odum, H.T.; Odum, E.P., 2000. The energetic basis for valuation of ecosystem services. *Ecosystems*, 3 (1): 21-23. <http://dx.doi.org/10.1007/s100210000005>

Paoli, C.; Vassallo, P.; Fabiano, M., 2008. An emery approach for the assessment of sustainability of small marinas. *Ecological Engineering*, 33 (2): 167-178. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.009>

Payraudeau, S.; van der Werf, H.M.G., 2005. Environmental impact assessment for a farming region: A review of methods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 107 (1): 1-19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.12.012>

Pelletier, N.; Tyedmers, P., 2011. An Ecological Economic Critique of the Use of Market Information in Life Cycle Assessment Research. *Journal of Industrial Ecology*, 15 (3): 342-354. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00337.x>

Perny, P., 1998. Multicriteria filtering methods based on concordance and non-discordance principles. *Annals of Operations Research*, 80: 137-165. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1018907729570>

Pfister, S.; Koehler, A.; Hellweg, S., 2009. Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental Science & Technology*, 43 (11): 4098-4104. <http://dx.doi.org/10.1021/es802423e>

Polasky, S.; Nelson, E.; Lonsdorf, E.; Fackler, P.; Starfield, A., 2005. Conserving species in a working landscape: Land use with biological and economic objectives. *Ecological Applications*, 15 (4): 1387-1401. <http://dx.doi.org/10.1890/03-5423>

Roy, B., 1993. Decision Science or Decision-Aid Science. *European Journal of Operational Research*, 66 (2): 184-203. [http://dx.doi.org/10.1016/0377-2217\(93\)90312-b](http://dx.doi.org/10.1016/0377-2217(93)90312-b)

Rugani, B.; Benetto, E.; Arbault, D.; Tiruta-Barna, L., 2013. Emergy-based mid-point valuation of ecosystem goods and services for life cycle impact assessment. *Revue De Metallurgie-Cahiers D Informations Techniques*, 110 (4): 249-264. <http://dx.doi.org/10.1051/metal/2013067>

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

Sabatier, R.; Doyen, L.; Tichit, M., 2010. Modelling trade-offs between livestock grazing and water conservation in a grassland agroecosystem. *Ecological Modelling*, 221 (9): 1292-1300. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.02.003>

Sabatier, R.; Oates, L.G.; Jackson, R.D., 2015. Management flexibility of a grassland agroecosystem: A modeling approach based on viability theory. *Agricultural Systems*, 139: 76-81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.06.008>

Sadok, W.; Angevin, F.; Bergez, J.E.; Bockstaller, C.; Colomb, B.; Guichard, L.; Reau, R.; Doré, T., 2008. Ex ante assessment of the sustainability of alternative cropping systems: Guidelines for identifying relevant multi-criteria decision aid methods. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (1): 163-174. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2007043>

<http://link.springer.com/article/10.1051%2Fagro%3A2007043>

Schmidt, J.H., 2008. Development of LCIA characterisation factors for land use impacts on biodiversity. *Journal of Cleaner Production*, 16 (18): 1929-1942. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.01.004>

Tichit, M.; Doyen, L.; Lemel, J.Y.; Renault, O.; Durant, D., 2007. A co-viability model of grazing and bird community management in farmland. *Ecological Modelling*, 206 (3-4): 277-293. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.03.043>

Tichit, M.; Hubert, B.; Doyen, L.; Genin, D., 2004. A viability model to assess the sustainability of mixed herds under climatic uncertainty. *Animal Research*, 53 (5): 405-417. <http://dx.doi.org/10.1051/animres:2004024>

Ulgiate, S.; Brown, M.T., 2002. Quantifying the environmental support for dilution and abatement of process emissions - The case of electricity production. *Journal of Cleaner Production*, 10 (4): 335-348. [http://dx.doi.org/10.1016/s0959-6526\(01\)00044-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0959-6526(01)00044-0)

UNEP, 2009. *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products*, . Paris: UNEP, SETAC, 103.

van der Werf, H.G.M.; Petit, J., 2002. Evaluation of environmental impact of agriculture at the farm level: A comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 93 (1-3): 131-145. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00354-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00354-1)

http://ac.els-cdn.com/S0167880901003541/1-s2.0-S0167880901003541-main.pdf?_tid=ee0e213a-f291-11e5-ab27-0000aacb361&acdnat=1458914608_5d9bc68bf2c6c12a4989895eb1781b0e

Vazquez-Rowe, I.; Rege, S.; Marvuglia, A.; Thenie, J.; Haurie, A.; Benetto, E., 2013. Application of three independent consequential LCA approaches to the agricultural sector in Luxembourg. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (8): 1593-1604. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0604-2>

Veissier, I.; Jensen, K.K.; Botreau, R.; Sandoe, P., 2011. Highlighting ethical decisions underlying the scoring of animal welfare in the Welfare Quality (R) scheme. *Animal Welfare*, 20 (1): 89-101. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.470.7533&rep=rep1&type=pdf>

Vigne, M.; Peyraud, J.L.; Lecomte, P.; Corson, M.S.; Wilfart, A., 2013. Emergy evaluation of contrasting dairy systems at multiple levels. *Journal of Environmental Management*, 129: 44-53. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.015>

Vilain, L.e., 2008. *La méthode IDEA – Indicateurs de durabilité des exploitations agricoles – Guide d'utilisation*. Dijon, France: Ed. Educagri.

Watanabe, M.D.B.; Ortega, E., 2014. Dynamic emergy accounting of water and carbon ecosystem services: A model to simulate the impacts of land-use change. *Ecological Modelling*, 271: 113-131. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.03.006>

Wilfart, A.; Corson, M.S.; Aubin, J., 2012. Emergy accounting: principles and application for environmental assessment of agricultural and animal production systems. *INRA Productions Animales*, 25 (1): 57-65.

Wilfart, A.; Prudhomme, J.; Blancheton, J.P.; Aubin, J., 2013. LCA and emergy accounting of aquaculture systems: Towards ecological intensification. *Journal of Environmental Management*, 121: 96-109. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.031>

Winckler, C.; Algers, B.; Van Reenen, K.; Leruste, H.; Veissier, I.; Keeling, L., 2009. *Welfare Quality® assessment protocol for cattle (fattening cattle, dairy cows, veal calves)*. Welfare Quality® consortium. <http://www.welfarequality.net/everyone/43299/7/0/22>

Yager, R.R., 1988. On ordered weighted averaging aggregation operators in multicriteria decisionmaking. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, 18: 183-190.

Zahm, F.; Viaux, P.; Vilain, L.; Girardin, P.; Mouchet, C., 2008. Assessing farm sustainability with the IDEA method - from the concept of agriculture sustainability to case studies on farms. *Sustainable Development*, 16: 271-281.

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>

Zhang, Y.; Singh, S.; Bakshi, B.R., 2010. Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part I: A Critical Review. *Environmental Science & Technology*, 44 (7): 2232-2242. <http://dx.doi.org/10.1021/es9021156>