

Pascal Genest-Richard, agr.
Candidat au doctorat sur mesure en agroécologie
Université Laval
Récipiendaire de la bourse Action Climatique décernée par le Comité
consultatif sur les changements climatiques

Évaluation du rendement agroécologique des systèmes de production animale non traditionnels : revue de littérature

Table des matières

| | |
|---|-----------|
| Introduction | 2 |
| Agriculture et élevage..... | 2 |
| Agroécologie et systèmes de production animale non traditionnels..... | 4 |
| Catégories de méthodologie de recherche | 8 |
| Analyse du cycle de vie (ACV) | 8 |
| Analyse environnementale du cycle de vie..... | 8 |
| Analyse sociale du cycle de vie..... | 12 |
| Calcul des coûts du cycle de vie..... | 13 |
| Analyse de la durabilité du cycle de vie..... | 14 |
| Analyse territoriale du cycle de vie..... | 14 |
| Biodiversité et services écosystémiques | 15 |
| Biodiversité..... | 15 |
| Services écosystémiques..... | 17 |
| Intégration du flux de nutriments, de la culture et de l'élevage, et de multiples espèces. | 21 |
| Analyse du réseau écologique et flux de nutriments..... | 21 |
| Intégration de la culture et l'élevage, et de multiples espèces..... | 23 |
| Évaluations socio-économiques | 25 |
| Évaluations économiques..... | 25 |
| Conditions de travail..... | 28 |
| Bien-être des animaux..... | 30 |
| Évaluations multicritères intégrées | 31 |
| Résilience | 33 |
| Scénarios prospectifs et politiques publiques | 37 |
| Résultats : des systèmes d'élevage bien quantifiés mais moins bien qualifiés | 40 |
| Perspectives en matière de recherche et de politiques | 44 |
| Lacunes et priorités de recherche..... | 44 |
| Réflexions stratégiques..... | 46 |
| Bibliographie | 50 |

Introduction

Agriculture et élevage

Dans la majorité des pays industrialisés, l'agriculture est productive, spécialisée et étroitement liée à l'industrie alimentaire mondiale (Prost *et al.*, 2023; Eurostat, 2023; USDA, 2023; Statistique Canada, 2023). Cette agriculture, souvent qualifiée d'intensive, est très dépendante des intrants et de l'irrigation, ce qui entraîne une rareté de ressources (Fixen et Johnston, 2012; Velasco-Muñoz *et al.*, 2018). Elle contribue, en outre, à l'érosion des sols, à la perte de biodiversité et à la dégradation de la santé des écosystèmes en général (Therond *et al.*, 2017). Le bétail joue un rôle important dans les problèmes cités ci-dessus, qui sont à la fois subis et créés par l'agriculture. Les animaux ont besoin de nourriture pour vivre et grandir, et cette nourriture est fournie par les pâturages, les aliments pour animaux ou une combinaison de ces éléments. À l'heure actuelle, près de la moitié des terres utilisées pour l'agriculture (environ 2,5 milliards d'hectares) sont consacrées à l'élevage d'animaux destinés à la consommation humaine, soit environ deux milliards d'hectares de prairies, dont plus de la moitié (57 %) ne peuvent être converties en terres cultivées en raison de contraintes physiques (FAOSTAT, 2016, dans Mottet *et al.*, 2017).

La domestication des animaux a eu lieu à peu près en même temps que celle des plantes, les moutons, les chèvres, les bovins et les sangliers ayant été les premiers à être domestiqués (10 000 à 12 000 ans avant notre ère) (Zeder Melinda, 2008; Vigne *et al.*, 2009), puis les volailles (environ 7 500 ans avant notre ère) (Liu *et al.*, 2006). D'abord guidé par la nécessité de gérer les nutriments et les déchets ainsi que la force de traction, le rôle du bétail s'est déplacé vers la fourniture de viande, de lait et d'œufs au cours du siècle dernier (Peyraud *et al.*, 2014; Lander *et al.*, 2020). La révolution industrielle a réduit les besoins en fumier en tant qu'engrais, ainsi qu'en bovins et en équidés pour la force de traction. Parallèlement à l'industrialisation, la mondialisation de l'économie a favorisé une séparation géographique entre les animaux et leurs aliments, de sorte que les céréales et le tourteau d'oléagineux sont produits et commercialisés à l'échelle mondiale (Peyraud *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2014). Cependant, il est important de souligner que ce changement ne s'est pas opéré partout, et que le bétail conserve certains de ses rôles antérieurs dans les régions moins industrialisées (Herrero *et al.*, 2013a), où il fournit non seulement de la nourriture pendant les saisons plus sèches, mais aussi de la force de traction pour l'agriculture, ainsi que pour le transport et le recyclage des résidus alimentaires. En outre, on estime que plus de 200 millions de personnes dépendent du pastoralisme pour leur subsistance, en élevant du bétail dans des régions où les conditions ne sont pas propices à l'agriculture arable (Mbow *et al.*, 2019).

L'être humain, qui dépend aujourd'hui principalement des animaux pour se nourrir, a tendance à investir une grande quantité de ressources dans l'élevage du bétail au vu de l'apport en énergie et en protéines de ce dernier. À l'échelle planétaire, les produits du bétail fournissent respectivement 17 %, 33 % et 43 % des calories, des protéines et des graisses consommées par les humains (FAO, 2022). En revanche, à l'échelle mondiale,

50 % des terres agricoles et 40 % des terres cultivées sont consacrées à la production d'aliments pour ce bétail (Mottet *et al.*, 2017). Compte tenu des impacts environnementaux disproportionnés et des ressources mobilisées pour cet approvisionnement, il existe un consensus largement partagé sur les avantages possibles d'une réduction de la consommation de viande et, donc, de sa production. Cette idée s'articule principalement autour de l'économie de ressources que l'on pourrait réaliser en convertissant certaines de ces ressources pour nourrir les humains plutôt que les animaux (Röös *et al.*, 2017; Karlsson et Röös, 2023).

Cela dit, l'apport en protéines provenant du bétail varie considérablement d'un bout à l'autre de la planète, allant de 59 % en Amérique du Nord à 17 % en Afrique (FAO, 2022). Puisque les produits du bétail fournissent des micronutriments essentiels (vitamine A, riboflavine, fer, calcium et zinc, vitamine B12) qu'il est parfois difficile de trouver ailleurs (Murphy et Allen, 2003), certains chercheurs appellent à une augmentation de la consommation de produits du bétail dans les milieux à faible consommation (McMichael *et al.*, 2007; Herrero *et al.*, 2009).

La présence d'animaux est naturelle dans un écosystème sain – une forte concentration d'animaux domestiques ne l'est pas. Par exemple, les prairies semi-naturelles d'Europe représentent actuellement l'un des habitats les plus riches en biodiversité d'Europe et dépendent du pâturage par le bétail pour être maintenues telles quelles (Pärtel *et al.*, 2005; Emanuelsson *et al.*, 2009). En Nouvelle-Zélande, un quart de la couverture végétale indigène restante se trouve dans des exploitations d'élevage mixte (Dominati *et al.*, 2021). Certains écosystèmes ont évolué en même temps que les humains et les animaux de pâturage, comme l'Afrique de l'Est (Little, 1996), l'Himalaya (Ingty, 2021) et, très probablement, l'Europe (Tree, 2018) et l'Amérique du Nord (Freese *et al.*, 2007).

Quand les humains interviennent dans l'alimentation des animaux, comme c'est le cas dans l'élevage, leur densité dépasse souvent la densité naturelle des animaux sauvages. Le bétail est actuellement responsable de 15 % des émissions de gaz à effet de serre dans le monde entier (Gerber *et al.*, 2013). Les principales sources d'émissions sont la fermentation entérique chez les ruminants et la production d'aliments céréaliers pour les ruminants et les monogastriques, principalement par l'entremise d'émissions d'oxyde nitreux provenant des champs de cultures céréalières (Karlsson et Röös, 2023). La gestion du fumier, en particulier lorsqu'il est entreposé sous forme liquide, contribue aussi fortement aux effets des changements climatiques (Gerber *et al.*, 2013). Le bétail est également responsable de la pollution de l'eau, la gestion du fumier et le ruissellement des champs de production d'aliments pour animaux étant les principaux responsables (Karlsson et Röös, 2023). Ces problèmes devraient s'aggraver dans les années à venir en raison de la demande croissante de viande (Opio *et al.*, 2013).

On peut donc rapidement considérer l'élevage de bétail comme une fantaisie humaine insoutenable. Cependant, la production agricole s'effectue de telle manière que, sans fumier animal comme engrais, l'utilisation d'intrants synthétiques et minéraux soulèverait de graves problèmes de durabilité en ce qui concerne les cycles des nutriments et les émissions de gaz à effet de serre. En outre, les cultures fourragères sur

des prairies de fauche permanentes ou incluses dans une rotation avec des céréales ont des effets bénéfiques comparativement à une rotation stricte avec des cultures commerciales, comme l'amélioration de la structure du sol, l'infiltration de l'eau, ainsi que la réduction de l'infestation par des organismes nuisibles et des mauvaises herbes (Albizua *et al.*, 2015; Martin *et al.*, 2020).

Les animaux ne sont pas tous identiques. Les ruminants (bovins, ovins et caprins) et les monogastriques (porcs et volaille) ont des métabolismes très différents. Les premiers peuvent digérer la cellulose et sont donc principalement nourris d'herbe et de pâturages dans les pays à plus faible revenu, tandis que les pays à revenu plus élevé leur donneront une plus grande proportion de céréales (environ 10 % du régime alimentaire des animaux). Ces derniers sont principalement nourris de céréales et de graines oléagineuses ou de tourteau de soja. Les monogastriques, étant omnivores, sont nourris avec une part importante de sous-produits et de déchets dans les pays à plus faible revenu et même au Japon (Zu Ermgassen *et al.*, 2016).

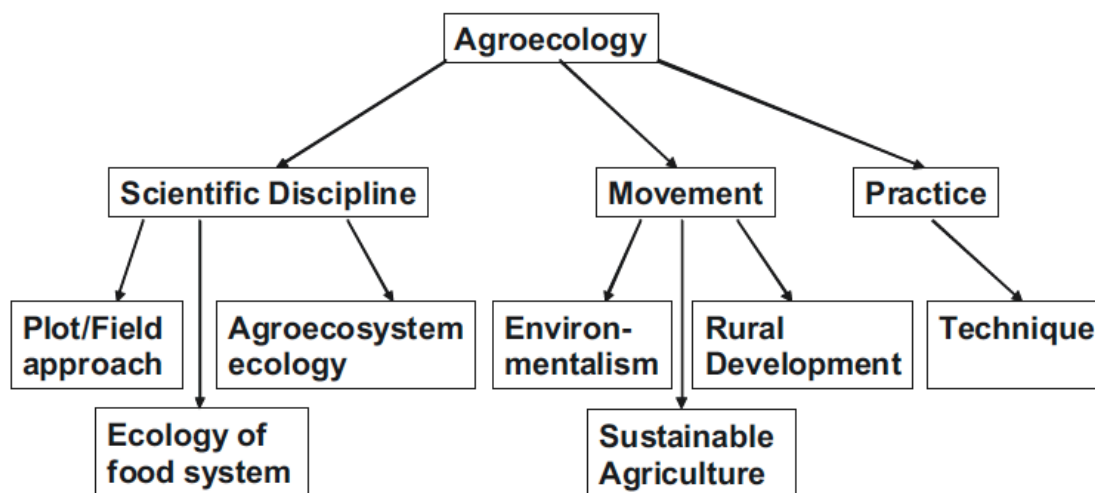
Cela étant dit, la question générale qui demeure concerne le rôle du bétail dans un système alimentaire durable. Si un tel rôle existe, quelle espèce pourrait le remplir? Élevée où et comment, en quelle quantité et avec quelle source d'alimentation (Garnett *et al.*, 2017)? Plus important encore, comment faire la transition vers cet avenir durable du bétail?

Agroécologie et systèmes de production animale non traditionnels

L'une des voies actuellement proposées par les chercheurs et les experts est de mettre en œuvre une transition de l'agriculture industrielle vers l'agroécologie (Groupe d'experts de haut niveau sur la sécurité alimentaire et la nutrition [HLPE], 2019). L'agroécologie est un concept qui relie la pratique et la science et qui incarne un mouvement de justice sociale et écologique dans certaines parties du monde (Wezel *et al.*, 2009). Elle a d'abord été présentée comme un moyen de réconcilier l'agriculture et l'écologie à des fins de gestion agricole (Altieri, 1989; Gliessman, 1998). L'agroécologie a ensuite élargi son champ d'action à l'ensemble du système alimentaire (Francis *et al.*, 2003) et aux sciences sociales (Wezel *et al.*, 2015). Désormais largement approuvée par la FAO (2018), l'agroécologie est définie différemment par les auteurs et les praticiens – d'aucuns la qualifiant d'artisanale à industrielle et d'autres de naturelle à technologique (Migliorini et Wezel, 2017; Dumont *et al.*, 2021; Calame, 2016) –, mais comprend généralement des facteurs liés à la résilience, à l'efficacité des ressources et à l'équité sociale (Groupe d'experts de haut niveau sur la sécurité alimentaire et la nutrition, 2019).

De nombreux auteurs ont proposé des éléments ou des principes agroécologiques. Dans le cadre d'une étude de 2009, Wezel *et al.* ont illustré la diversité des significations associées à l'agroécologie.

Figure 1 : Diversité des significations de l'agroécologie (Wezel *et al.*, 2009)



On peut en déduire que l'agroécologie peut être étudiée à différentes échelles, à savoir le champ, l'exploitation et le paysage (écosystème agricole) ainsi que le système alimentaire (Wezel *et al.*, 2015). Ces différentes échelles supposent l'intégration de nombreuses disciplines des sciences naturelles et sociales. Dans une analyse de plus de 3 000 articles, Mason *et al.* (2021) ont constaté que les « fronts de recherche » en agroécologie sont très vastes et que cette dernière englobe les caractéristiques de l'ensemble du système alimentaire, et pas seulement la partie agricole de celui-ci.

Parmi les cadres agroécologiques les plus populaires utilisés dans la littérature figurent les 14 principes rassemblés par Migliorini et Wezel dans une étude de 2017, les 10 éléments de l'agroécologie de la FAO (2018), les 13 principes de l'agroécologie du Groupe d'experts de haut niveau sur la sécurité alimentaire et la nutrition de la FAO (2019) et les 13 principes de Dumont *et al.* (2021). Pour les besoins de cette étude, nous avons combiné les différents principes de l'agroécologie trouvés dans les quatre articles cités ci-dessus, les avons divisés en principes écologiques et socio-économiques et avons cité leur échelle d'application.

Tableau 1 : Principes agroécologiques et leur échelle d'application (adaptés de Migliorini et Wezel [2017], FAO [2018], HLPE [2019] et Dumont *et al.* [2021])

| Principe | | Échelle d'application |
|------------------------------|--------------------------|------------------------------|
| <i>Principes écologiques</i> | | |
| 1. | Recyclage des ressources | champ, exploitation, système |

| | | |
|------------------------------------|--|------------------------------|
| 2. | Efficacité et réduction des intrants | champ, exploitation |
| 3. | Santé des sols et des animaux | champ, exploitation |
| 4. | Synergies | champ, exploitation |
| 5. | Biodiversité | champ, exploitation, système |
| <i>Principes socio-économiques</i> | | |
| 6. | Diversification de l'économie et des connaissances | exploitation, système |
| 7. | Intégration et connectivité locales et culturelles | exploitation, système |
| 8. | Autonomie par rapport aux marchés et aux politiques | exploitation, système |
| 9. | Moyens de subsistance équitables pour les acteurs du système alimentaire | système |
| 10. | Gouvernance responsable et participation | système |

¹ Échelles d'application : champ = champ
exploitation = exploitation agricole, paysage, écosystème agricole
système = système alimentaire

Il existe d'autres typologies pour les systèmes agricoles et leurs relations avec les écosystèmes. Il faut garder à l'esprit qu'une telle catégorisation peut être problématique en raison du caractère unique de chaque exploitation et du chevauchement des critères entre les différentes catégories (Therond *et al.*, 2017). Ces catégories comprennent l'agriculture biologique (Lotter, 2003), l'agriculture régénératrice (LaCanne et Lundgren, 2018) et l'agriculture durable (Tendall *et al.*, 2015; Francis *et al.*, 1990). L'agriculture biologique, qui est en pratique une étiquette juridiquement contraignante, n'est pas un concept aussi transversal, mais plutôt une liste de contrôle avec des principes généraux. L'agriculture régénératrice est fortement axée sur la santé des sols (Gosnell *et al.*, 2019). L'agriculture durable est un concept dont la portée semble un peu plus proche de celle de l'agroécologie. Elle se définit de multiples façons, mais comprend généralement la capacité de l'agriculture à se maintenir dans le temps au sein d'écosystèmes sains, ainsi qu'à assurer une subsistance économique acceptable pour ceux qui la pratiquent (Landais, 1998). Si le cadre de la durabilité peut être appliqué à toute activité humaine, l'agroécologie est un cadre précis qui permet d'évaluer l'agriculture et les systèmes alimentaires. Cette différence conceptuelle s'explique par le fait que la durabilité met sur le même plan l'économie, l'environnement (extérieur à l'humain) et la société, chacun comportant un volet d'agriculture, alors que l'agroécologie met sur le même plan l'agriculture et l'écologie (dont l'humain fait partie), éclipsant les considérations économiques (Bell et Décret, 2021).

Les systèmes de production non traditionnels sont souvent associés à l'agroécologie (Maye, 2013), mais ne peuvent être considérés comme une seule et même chose, en particulier pour les partisans de l'agroécologie en tant qu'entreprise technique exploitable à plus grande échelle (Sonnino et Marsden, 2006). Les systèmes non traditionnels diffèrent de leurs équivalents industriels en ce qu'ils favorisent la diversité des productions, les débouchés locaux pour leurs produits et une échelle de production plus petite et parfois artisanale (Van der Ploeg *et al.*, 2012; Mundler et Criner, 2016). Pour la production animale, les systèmes industriels sont hautement spécialisés et productifs. Ils

s'appuient sur une forte intensité d'intrants, un bien-être animal moindre et produisent généralement pour les marchés nationaux et internationaux (IPES-Food, 2016).

Les systèmes de production animale non traditionnels peuvent prendre différentes formes et leur distinction avec les systèmes conventionnels ou industriels n'est pas évidente. Les systèmes non traditionnels se caractérisent notamment par l'élevage de plusieurs espèces, l'utilisation de pâturages ou de prairies semi-naturelles, l'utilisation de déchets ou de sous-produits alimentaires comme aliments pour animaux, la couverture permanente du sol, la rotation des cultures, la présence de plantes vivaces ligneuses, l'utilisation limitée ou inexistante de produits chimiques synthétiques, une dépendance minimale à l'égard de la technologie, de l'infrastructure et du capital, une échelle de production plus petite, ainsi qu'un marketing direct ou une chaîne d'approvisionnement courte (Kremen *et al.*, 2012; Garbach *et al.*, 2017; Martin *et al.*, 2020; Bonaudo *et al.*, 2014). Aux fins de la présente étude, tout document traitant de systèmes comportant une ou plusieurs des caractéristiques susmentionnées est considéré comme traitant de systèmes non traditionnels.

Dans la littérature scientifique, les systèmes d'élevage non traditionnels sont appelés systèmes de pâturage multi-espèces (SPME) – parfois systèmes d'élevage multi-espèces – ou systèmes intégrés de culture et d'élevage (SICE). Les SICE soulignent l'importance de la production d'aliments pour animaux dans l'exploitation agricole et sont souvent cités comme un modèle d'agroécologie (Lemaire *et al.*, 2014). Bonaudo *et al.* (2014) résumant leurs caractéristiques agroécologiques en ce qu'elles diversifient les facteurs biotiques et abiotiques dans l'espace et le temps, supposent une gestion à l'échelle du paysage (souvent avec des zones semi-naturelles), visent à fermer les cycles des nutriments et tiennent simultanément compte des facteurs de production, immunitaires et métaboliques. Les SPME caractérisent les systèmes fondés sur les pâturages et la diversité des espèces (Martin *et al.*, 2020; Rowntree *et al.*, 2020). Les SPME peuvent être considérés comme une adaptation des SICE aux contraintes actuelles, car ceux-ci perdent en popularité, et l'intégration passe lentement de l'échelle de l'exploitation agricole à l'échelle régionale (Ryschawy *et al.*, 2017).

De nombreux auteurs défendent les systèmes de production non traditionnels en tant qu'agents potentiels de transformation vers l'agroécologie pour l'ensemble du système alimentaire (Renting *et al.*, 2003; Wiskerke, 2009). Est-ce vraiment le cas pour la production animale? **L'objectif de la présente revue de littérature est de comprendre comment les différents principes de l'agroécologie sont évalués, en prenant l'exemple des systèmes d'élevage non traditionnels.** Étant donné que les évaluations du rendement agroécologique ne constituent pas en *soi* une pratique scientifique courante, nous n'avons pas trouvé d'ouvrages spécialement consacrés à cet objectif. Les études récentes sur le sujet s'inscrivaient dans un cadre de durabilité ou de services écosystémiques, que ce soit pour le bétail en général (Ryschawy *et al.*, 2019; van der Linden *et al.*, 2020; Dumont *et al.*, 2018) ou pour les SPME en particulier (Martin *et al.*, 2020). Nous avons donc classé la littérature récente en fonction des différentes méthodes utilisées et avons associé chaque catégorie de méthodologie aux principes

agroécologiques qu'elle permet d'évaluer. Pour chacune d'entre elles, nous avons mis en évidence les résultats pertinents concernant les systèmes d'élevage non traditionnels.

Catégories de méthodologie de recherche

Analyse du cycle de vie (ACV)

Analyse environnementale du cycle de vie

L'objectif de l'analyse environnementale du cycle de vie (ACV) est de quantifier les répercussions négatives d'une activité de production sur l'écosystème et la santé humaine. Ses principes fondamentaux reposent sur la division par une « frontière » de la technosphère (l'activité de production, appelée « système ») et de l'écosphère (tout le reste), et sur la quantification de l'énergie et de la matière qui entrent et sortent de cette frontière. L'ACV est devenue la méthode de référence pour évaluer les impacts environnementaux d'un très grand nombre de systèmes de production, ce qui lui confère un avantage sur les autres méthodes en raison de la comparabilité de ses résultats obtenue par la normalisation de sa procédure par l'Organisation internationale de normalisation (ISO).

Dans l'ACV, la fonction du système s'appelle « unité fonctionnelle » et son choix s'accompagne de biais inévitables. Par exemple, un système de production moins intensif en intrants aura généralement des émissions plus élevées par unité produite, favorisant la production industrielle lorsqu'une unité fonctionnelle provisoire (p. ex. 1 kg de viande) est utilisée (van der Werf et Salou, 2015). Lorsque l'on utilise une unité fonctionnelle fondée sur la superficie (p. ex. 1 ha de terre), un système de production moins intensif aura une incidence moins grande sur l'environnement, car il produit moins, donc consomme et émet moins par unité de terre (Haas *et al.*, 2001; Escribano *et al.*, 2022).

Van der Werf *et al.* (2020) suggèrent de considérer l'ACV comme un outil flexible dont l'unité fonctionnelle peut être l'un ou l'autre des services écosystémiques fournis par le système agricole. Poussé plus loin, ce raisonnement pourrait conduire à considérer toute fonction du système comme une unité fonctionnelle. Par exemple, une unité de valeur monétaire donnerait une incidence environnementale plus élevée par unité pour le produit le moins cher, favorisant les produits à coût élevé et internalisant possiblement certaines externalités dans le modèle. En général, cependant, le kilogramme de viande en carcasse produite est l'unité fonctionnelle la plus universelle. En ce qui concerne les impacts environnementaux modélisés, les émissions d'équivalent CO₂ sont les plus populaires, étant utilisées dans 98 % des ACV de bétail et 28 % utilisant uniquement cet indicateur avec une unité fonctionnelle de poids (McClelland *et al.*, 2018).

Les logiciels d'ACV calculent les émissions d'équivalent CO₂ avec les facteurs 1 pour le CO₂, 34 pour le CH₄ et 298 pour le N₂O (GIEC, 2013). Pour la production du bétail, en plus de toutes les émissions liées au transport, à l'infrastructure et à l'énergie, les émissions provenant de la fermentation entérique, de la gestion du fumier, de la gestion

des sols et autres sont généralement modélisées à l'aide de la méthode de niveau 2 du GIEC (GIEC, 2019). Un rapport de 2013 de la FAO dresse la liste des émissions moyennes de tous les produits du bétail, en citant les contributions de chaque processus de production et les variations continentales (Gerber *et al.*, 2013). Pour l'Amérique du Nord, les valeurs moyennes d'émission d'équivalent carbone par kilogramme de viande en carcasse (ou d'œufs) sont d'environ 30 pour les bovins, 4,6 pour les porcs, 4,4 pour les poulets et 2,9 pour les œufs. De telles analyses des résultats d'ACV de l'élevage industriel abondent, et nous ne nous y attarderons pas ici, mais plutôt sur les nuances dans l'interprétation des résultats en fonction des processus de production, car elles semblent plus pertinentes pour l'évaluation des systèmes d'élevage non traditionnels.

Dans un examen des résultats de l'empreinte carbone obtenus par l'entremise de l'ACV, Crosson *et al.* (2011) ont constaté que la fourchette se situait entre 4,64 (Stewart *et al.*, 2009) et 34,9 kg (Pelletier *et al.*, 2010) d'équivalent CO₂ par kilogramme de carcasse de bœuf produite, prête à être expédiée par l'exploitation agricole. Cela montre à quel point – même dans le cadre de l'ACV – les résultats peuvent varier en fonction du système modélisé, des hypothèses formulées et du module de calcul utilisé dans le logiciel d'ACV. Il semble également qu'il y ait une divergence dans l'interprétation du potentiel de piégeage du carbone par le sol, ce piégeage étant censé représenter de 0 à 80 % de la réduction de l'empreinte carbone (Crosson *et al.*, 2011; Rowntree *et al.*, 2020). Des valeurs de séquestration élevées ont été obtenues en supposant un état initial dégradé du sol, augmentant le potentiel de séquestration avant d'atteindre un état stationnaire où la séquestration s'arrête effectivement (Cotrufo *et al.*, 2019; Yang *et al.*, 2019; Lavallée *et al.*, 2020). Dans le cadre d'un examen approfondi de la littérature sur les ruminants, Garnett *et al.* (2017) ont estimé que le potentiel de séquestration du carbone par les animaux au pâturage était « peu important », à savoir de 20 à 60 % des émissions des systèmes de pâturage, ou de 4 à 11 % des émissions totales du bétail. La réduction de la consommation de protéines animales présente un potentiel de réduction des émissions de GES plus important, car les ruminants émettent plus de GES que leur potentiel de séquestration dans toutes les publications examinées.

Dans le cadre d'une évaluation comparative de l'ACV entre les SPME et l'élevage industriel, Rowntree *et al.* (2020) ont constaté que les systèmes fondés sur les pâturages avaient des effets importants sur la séquestration du carbone par rapport aux systèmes de logement du bétail en intérieur et en parc d'engraissement, séquestrant en moyenne 2,3 tonnes de carbone par hectare par an, selon leurs propres données provenant d'une exploitation agricole américaine. Les SPME sont donc plus de deux fois plus efficaces que les systèmes industriels. L'hypothèse d'une absence de piégeage du carbone dans le sol a inversé la situation, les systèmes industriels étant deux fois plus efficaces que les SPME. Ces derniers nécessitent cependant 2,5 fois plus de terres que les systèmes conventionnels pour produire une quantité équivalente de produits à base de viande.

Les autres impacts environnementaux modélisés dans l'ACV comprennent la pollution de l'eau et de l'air, la toxicité humaine, mais aussi les répercussions sur l'utilisation des ressources telles que la terre, l'eau, l'énergie et le phosphore, entre autres. Ces répercussions sont dites « médianes » et peuvent être regroupées dans des indicateurs de

répercussions « finales », qui sont la santé humaine et la qualité de l'écosystème (Bulle *et al.*, 2019). McClelland *et al.* (2018) et van der Werf *et al.* (2020) ont déclaré que les ACV utilisant trois catégories de répercussions ou plus permettent de mieux cerner les compromis et les avantages de certains systèmes de production animale. En réalité, la plupart des ACV modélisant le bétail ne modélisent pas beaucoup plus que les émissions de gaz à effet de serre. Par exemple, les effets écotoxiques sur le sol sont rarement pris en compte, car le sol est considéré comme faisant partie de la technosphère et l'incidence des pesticides sur la santé du sol ne peut donc pas être modélisée. Les effets d'écotoxicité sur l'eau n'ont été modélisés que dans 14 % des ACV de bétail examinées par McClelland *et al.* (2018).

L'ACV peut servir à repérer les « points chauds » ou les processus responsables d'une grande partie des répercussions d'une activité. Par exemple, Putman *et al.* (2023) ont modélisé la production et la consommation de viande bovine aux États-Unis et ont constaté que le processus contribuant le plus à 13 des 18 catégories de répercussions était le métabolisme de la viande bovine lui-même – c'est-à-dire le méthane entérique produit par la digestion, la gestion du fumier et les processus agricoles connexes. Pour 10 catégories, la production de viande bovine et les processus connexes en amont représentaient plus de la moitié des répercussions. Ce constat est relativement cohérent dans l'ensemble de la littérature (Garnett *et al.*, 2017). Un article modélisant le cycle de vie de la viande bovine dans une chaîne d'approvisionnement courte jusqu'au consommateur a révélé que 9 % de l'empreinte carbone était due à la consommation, la cuisson étant le principal facteur contribuant à ce pourcentage (Vitali *et al.*, 2018).

L'ACV peut également être utilisée pour modéliser les variations dans les processus de production du système. Cette modélisation est appelée « analyse de sensibilité » et peut être utile pour comparer l'effet d'une modification de la méthode de production sur les impacts environnementaux de l'ensemble du système. Herron *et al.* (2021), par exemple, ont modélisé quatre scénarios de production de viande bovine pour conclure que la réduction de la durée de vie des animaux diminue les émissions par unité de masse de viande produite. Les émissions entériques étant le principal facteur d'émissions de gaz à effet de serre par les bovins, ces résultats sont logiques et vont directement dans le sens d'une alimentation complémentaire à base de céréales riche en énergie pour les bovins. Plus les animaux sont menés rapidement à un poids d'abattage rentable, moins ils émettent de rots et de pets riches en méthane au cours de leur vie. Paradoxalement, les ruminants n'ont pas évolué pour digérer les céréales, mais font partie de l'une des rares familles d'animaux capables de digérer la cellulose, c'est-à-dire l'herbe, et les prairies constituent leur niche écologique. Pour la viande bovine également, Putman *et al.* (2023), cités plus haut, ont constaté que les résultats en matière d'incidence environnementale étaient très sensibles à la réduction des déchets de consommation, car moins de déchets signifie moins de production et donc moins d'émissions, ainsi qu'aux sources de production d'électricité – une empreinte carbone plus faible de l'énergie électrique de l'exploitation agricole a une incidence sur l'empreinte globale.

Outre les émissions de gaz à effet de serre, il y a des points de discordance portant sur la capacité des sols à séquestrer le carbone, en particulier dans le cas des pâturages

permanents ou pluriannuels, ainsi que les émissions liées à la gestion du fumier et le dilemme entre l'alimentation animale et l'alimentation humaine dans le cadre de l'élevage du bétail. L'ACV peut utiliser des bases de données et une modélisation précise pour obtenir des résultats et des analyses de sensibilité concernant ces questions. Cependant, il faut garder à l'esprit que l'ACV n'est pas conçue pour modéliser des processus naturels, mais plutôt des processus industriels. Étant donné que le bétail est vivant et se nourrit de matière biologique, et que les pratiques agricoles sont aussi variées qu'il y a d'exploitations agricoles, les résultats obtenus par l'ACV ne peuvent, au mieux, qu'être considérés comme une approximation des impacts environnementaux réels.

Cela nous amène aux nombreuses critiques auxquelles l'ACV doit faire face en ce qui concerne la modélisation des processus agricoles. De nombreux aspects ne peuvent être mesurés dans le cadre d'une ACV. Il s'agit notamment du bien-être des animaux, de la qualité du produit, de la dégradation des sols (érosion, compactage, salinisation, activité biologique, matière organique) et d'autres paramètres évalués qualitativement, tels que la transmission et la valorisation du patrimoine culturel, les conditions de travail et la satisfaction (Notarnicola *et al.*, 2017; van der Werf *et al.*, 2020; Vidal Legaz *et al.*, 2017). Un outil de calcul quantitatif ne peut modéliser que certaines choses, et l'ACV ne permet pas d'évaluer de nombreux éléments sociaux et économiques de l'agroécologie.

Selon van der Werf *et al.* (2020), l'ACV n'est pas adéquate pour mesurer le rendement agroécologique : « En représentant mal les systèmes agroécologiques, (...) les études d'ACV actuelles tendent à favoriser les systèmes agricoles intensifs qui produisent des rendements élevés, mais fournissent généralement moins de services écosystémiques que les systèmes moins intensifs » [TRADUCTION]. En outre, l'ACV n'évalue que les principes agroécologiques de « recyclage » et de « réduction des intrants » sur les 13 mentionnés dans le rapport 2019 du Groupe d'experts de haut niveau sur la sécurité alimentaire et la nutrition, qui cite l'agroécologie comme moyen d'atteindre les objectifs de développement durable des Nations Unies.

Comme indiqué précédemment, les animaux font partie de l'écosystème et peuvent représenter des éléments clés de la santé écologique. L'ACV ne tient toutefois pas compte de la propension écologique d'une zone à accueillir ou non des animaux. On ne peut donc pas juger de l'adéquation de l'élevage dans une région ou une autre en se basant uniquement sur les résultats de l'ACV. Certains praticiens de l'ACV font toutefois preuve de créativité dans l'utilisation de l'outil et expriment des résultats novateurs à l'aide de cette méthodologie. À titre d'exemple, Moller *et al.* (2023) ont inclus des indicateurs de circularité dans les indicateurs de répercussions de l'ACV. Sur la base d'une exploitation porcine théorique, ils ont évalué que certaines pratiques de gestion visant à ralentir, à réduire ou à fermer les boucles de ressources peuvent être modélisées dans un cadre d'ACV. Par exemple, le remplacement d'une partie des aliments pour animaux par des déchets de pain a eu un effet positif sur le ratio d'utilisation des terres pour la production d'aliments pour animaux. La digestion anaérobie du fumier de porc pour produire du méthane comme carburant et du digestat comme engrais a eu un effet positif sur l'indice de recyclage de l'azote et la réduction des engrais à base de phosphore fossile.

En résumé, la division claire de l'ACV entre la technosphère et l'écosphère entraîne une séparation méthodologique entre les humains et le reste de la planète, ainsi qu'une interprétation trop simpliste et négative des impacts environnementaux de l'agriculture et de l'élevage. Comme nous l'avons déjà mentionné, l'un des avantages indiscutables de l'ACV est d'être largement utilisée et normalisée et de répertorier une longue série d'indicateurs. Il est également possible d'interpréter les résultats de l'ACV agricole de manière créative lors de la comparaison de différentes stratégies de gestion, en l'utilisant comme méthode parmi d'autres.

Analyse sociale du cycle de vie

L'ACV a pu à nouveau s'imposer comme méthode déductive de grande envergure pour l'évaluation de l'incidence sociale. L'analyse sociale du cycle de vie (ASCV) est une méthode déductive qui présente l'avantage de résumer, à des fins de comparaison, de nombreux indicateurs sociaux qui ne peuvent être inclus dans l'ACV environnementale. Tout comme l'ACV environnementale, l'ASCV évalue les « répercussions sociales possibles », le « risque social » ou le « rendement social » d'un produit, d'un service ou d'une organisation par rapport à toutes les parties prenantes concernées directement ou indirectement (PNUE, 2009; PNUE, 2020). Les catégories de parties prenantes peuvent inclure les travailleurs, la communauté locale, la société dans son ensemble, les consommateurs et les acteurs de la chaîne de valeur, tandis que les indicateurs comprennent les droits de la personne, les conditions de travail, la santé et la sécurité, le patrimoine culturel, la gouvernance et d'autres répercussions socio-économiques (Benoît *et al.*, 2013 dans PNUE, 2020). Les résultats du « temps de risque social » sont produits en multipliant le temps nécessaire aux parties prenantes pour produire l'unité fonctionnelle par le risque social d'incidence négative pour différents indicateurs, tandis que l'« indice des points chauds sociaux » expose les parties prenantes et les processus pour lesquels le risque est le plus élevé sans tenir compte du temps d'exposition.

L'ASCV et l'ACV environnementale sont donc similaires en ce qui concerne l'objet de leur étude et leur méthodologie déductive et quantitative. Dans la littérature, les ASCV ont été menées dans un large éventail de secteurs, l'agriculture représentant 26 % des ASCV publiées jusqu'en 2018 (Petti *et al.*, 2018). L'utilisation d'une unité fonctionnelle est moins systématique que pour l'ACV environnementale (Petti *et al.*, 2018). Cela s'explique par le recours fréquent à des données qualitatives (Zamagni *et al.*, 2011; Umair *et al.*, 2015; Manik *et al.*, 2013; Nemarumane et Mbohwa, 2015). Les ASCV liées à l'alimentation et à l'agriculture trouvées dans la littérature récente portent sur des produits comme le café (Lemeilleur et Vagneron, 2010), le saumon (Kruse *et al.*, 2009) et les bananes (Feschet *et al.*, 2013). Les ASCV portant en particulier sur les exploitations d'élevage ne sont pas nombreuses, mais Zira *et al.* en ont réalisé deux, l'une sur la production porcine en Suède, comparant la production biologique à la production conventionnelle (2020), et l'autre sur la production bovine et laitière dans le sud de l'Europe, comparant trois exploitations (2023). Ils ont constaté que les systèmes biologiques présentaient un risque social plus faible que les systèmes conventionnels, la société et les producteurs de porcs étant les plus touchés. Dans leur étude de cas sur les

produits laitiers et la viande bovine, ils ont constaté que le système de pâturage plus extensif présentait le risque social le plus élevé, principalement en raison de l'isolement des agriculteurs et du temps plus long qu'il faut pour produire une quantité donnée de viande. Comme ces deux cas l'illustrent, les ASCV sont souvent comparées au sein d'un même document, car les différentes méthodes de collecte de données rendent la comparaison entre les documents difficile. L'ASCV est souvent combinée à d'autres indicateurs ou méthodes. Zira *et al.* (2021; 2023) ont combiné l'ASCV avec le calcul des coûts du cycle de vie et l'ACV environnementale, créant ainsi une évaluation de la durabilité du cycle de vie qui englobe les trois piliers de la durabilité.

Calcul des coûts du cycle de vie

Le calcul des coûts du cycle de vie, ou analyse des coûts du cycle de vie, vise à évaluer le rendement économique d'une activité grâce à une analyse de ses coûts (Norris, 2001). Le calcul des coûts du cycle de vie ne fait pas encore l'objet d'une normalisation, contrairement à l'ASCV et à l'ACV. Pour le calcul des coûts du cycle de vie agricole, les coûts comprennent la main-d'œuvre, les intrants, les machines et parfois d'autres dépenses ainsi que, très rarement, les externalités (Neugebauer *et al.*, 2016). Les externalités sont des coûts qui ne sont pas inclus dans le prix d'une transaction. Les effets sociaux et environnementaux sont souvent externalisés, car la société commence à peine à les intégrer dans son système économique. Parmi les exemples d'internalisation, on peut citer le paiement des services écosystémiques et la taxation des émissions de carbone.

Dans un examen systématique des études sur le calcul des coûts du cycle de vie des activités agricoles, Degieter *et al.* (2022) ont trouvé neuf études sur le calcul des coûts du cycle de vie portant sur des systèmes d'élevage, dont deux seulement (Florindo *et al.*, 2017; 2020) incluaient des éléments de systèmes de production non traditionnels. En outre, ces études n'ont pas inclus les externalités dans leurs évaluations, ce qui souligne la nécessité de combiner le calcul des coûts du cycle de vie avec d'autres évaluations, ce qui est le cas pour la majorité des articles sur le calcul des coûts du cycle de vie examinés. Pour les systèmes de culture, ils ont constaté que les systèmes biologiques obtiennent généralement de mauvais résultats en matière de calcul des coûts du cycle de vie par rapport à leurs équivalents conventionnels, mais que l'inverse est vrai pour les résultats de l'ACV. La valorisation des sous-produits a été une stratégie gagnante dans toutes les études sur le calcul des coûts du cycle de vie et les ACV qui contenaient cet indicateur; il s'agit d'une stratégie souvent mise en œuvre dans les systèmes d'élevage non traditionnels.

Le principal avantage de l'inclusion d'une évaluation financière dans les analyses du cycle de vie est de pouvoir évaluer si les stratégies minimisant les effets sociaux et sur l'environnement cernés dans le cadre de l'ACV et de l'ASCV sont profitables, car il y a parfois des compromis à équilibrer. Là encore, ces compromis dépendent fortement de la méthode et des indicateurs utilisés, car les évaluations du cycle de vie sont généralement fondées sur la minimisation de l'empreinte carbone pour la fourniture d'une unité de poids de viande. Le simple fait d'ajouter un calcul de coût pour la production de cette

unité de viande risque de ne pas apporter de nouveaux renseignements à l'ACV si aucun autre indicateur environnemental ou externalité n'est pris en compte dans l'ACV et le calcul des coûts du cycle de vie, respectivement. En comparant quatre scénarios d'organisation de la production bovine, Florindo *et al.* (2017, 2020) ont constaté qu'une durée de vie plus courte des animaux améliorerait non seulement l'empreinte carbone (ce qui confirme les conclusions d'autres ACV étant donné que les émissions issues du méthane entérique et de la gestion du fumier sont celles qui contribuent le plus aux émissions de GES), mais aussi les résultats économiques. Zira *et al.* (2023) ont obtenu des résultats comparables, à savoir que les vastes élevages bovins ont une empreinte carbone et des coûts du cycle de vie beaucoup plus élevés sur la base d'une unité de protéine. Cependant, ils ont également constaté qu'un vaste système de production de viande bovine en pâturage était moins gourmand en capital et en aliments pour animaux et donc moins sensible aux fluctuations dans les aliments pour animaux, l'énergie et les taux d'intérêt.

Analyse de la durabilité du cycle de vie

L'analyse de la durabilité du cycle de vie (ADCV) consiste en la combinaison d'une ACV environnementale, d'une ASCV et d'un calcul des coûts du cycle de vie (Finkbeiner *et al.*, 2010). Il ne s'agit donc pas d'une nouvelle méthodologie, mais plutôt du nom donné à la combinaison de trois cadres déjà cités plus haut. Nous avons trouvé une équipe de recherche qui a combiné l'ACV, l'ASCV et le calcul des coûts du cycle de vie en utilisant des critères multiples et en comparant des scénarios incluant des systèmes de production animale non traditionnels (Zira *et al.*, 2021 et 2023). Pour les porcs, l'équipe a constaté que, lorsqu'ils sont fondés sur une unité fonctionnelle de base, les systèmes biologiques donnent un rendement nettement supérieur à celui de leurs équivalents conventionnels. C'est également le cas pour l'unité fonctionnelle de poids de viande, mais de manière moins spectaculaire (Zira *et al.*, 2021). Pour les bovins, les résultats sont difficiles à comparer, car certaines exploitations agricoles ont une activité laitière et d'autres non. Cependant, l'équipe a ajouté un indicateur de concurrence entre l'alimentation animale et l'alimentation humaine, et elle a constaté que l'utilisation de pâturages semi-naturels est un moyen efficace d'utiliser les terres pour la production de viande sans réduire l'apport en protéines humaines d'origine végétale (Zira *et al.*, 2023).

Les ACV conventionnelles et les méthodes dérivées sont conçues pour évaluer la production d'un bien ou d'un service. Certains chercheurs utilisent l'approche du cycle de vie pour évaluer d'autres éléments que les dimensions économiques, sociales et environnementales plus traditionnelles de la durabilité. Pizzirani *et al.* (2014 et 2016), par exemple, préconisent l'intégration d'éléments culturels dans l'ADCV. Cela pourrait être particulièrement intéressant pour les systèmes d'élevage, car les animaux domestiqués font partie intégrante de la culture humaine dans de nombreuses régions du monde.

Analyse territoriale du cycle de vie

L'idée d'une ACV territoriale a récemment émergé (Loiseau *et al.*, 2018) pour évaluer des systèmes définis géographiquement ou administrativement. Cette méthodologie peut servir à évaluer, par exemple, les politiques d'utilisation des terres en ce qui concerne les caractéristiques territoriales et les modes de production et de consommation, et ouvre la voie à l'utilisation de systèmes d'information géographique (SIG) dans le cadre de l'analyse du cycle de vie. Plus fréquemment cependant, les ACV territoriales consistent en une régionalisation précise d'une ACV conventionnelle. Par exemple, Francesco *et al.* (2023) ont utilisé l'ACV territoriale pour évaluer le potentiel d'intégration de la production agricole et de bétail à l'échelon territorial. Cette intégration locale de l'agriculture et de l'élevage suppose la réduction des engrais minéraux d'une part et la réduction des importations d'aliments pour animaux d'autre part, ainsi que la réduction des transports pour chacun d'entre eux. En mesurant la teneur en protéines, le contenu énergétique et la marge bénéficiaire brute, ils ont constaté que l'épandage du fumier des exploitations d'élevage sur les exploitations de culture et l'alimentation du bétail avec les cultures produites localement constituaient des flux synergiques et efficaces, tant sur le plan environnemental qu'économique, en particulier lorsque les cultures comprenaient des légumineuses. Ces résultats corroborent ceux de Ryschawy *et al.* (2017) qui ont constaté que l'intégration de la culture et de l'élevage à l'échelon de l'exploitation agricole est en train de passer lentement à l'échelon régional, les exploitations se spécialisant dans l'un ou l'autre des aspects de la production d'aliments pour animaux ou de la production animale.

Biodiversité et services écosystémiques

Biodiversité

Dans l'ACV, la perte de biodiversité est calculée à l'aide de données sur la transformation et l'occupation des terres, ce qui correspond à la perte d'habitat. Cependant, la plupart des articles utilisant l'ACV agricole n'incluent pas la perte de biodiversité comme catégorie de répercussions, ce qui donne un avantage aux pratiques qui peuvent avoir une empreinte carbone plus faible, mais des répercussions plus importantes sur la perte d'habitat et la diminution de la richesse des espèces au niveau du champ (McClelland *et al.*, 2018). Certaines études ont intégré des facteurs de caractérisation de la biodiversité dans les modèles d'ACV, c'est-à-dire des facteurs avec lesquels multiplier les données relatives à l'utilisation des terres pour obtenir les résultats de l'incidence sur la biodiversité. Ces études s'appuyaient sur la catégorisation des pratiques entre l'agriculture biologique et conventionnelle (Chaudhary et Brooks, 2018) – une distinction qui peut parfois être trompeuse, car ces deux types d'agriculture peuvent se situer de part et d'autre du spectre agroécologie vs agriculture extractive (Pépin *et al.*, 2021) – ou de l'utilisation des terres en nature et en intensité (Knudsen *et al.*, 2017; Jeanneret *et al.*, 2014; Pépin *et al.*, 2023). Comme on peut s'y attendre, une utilisation moins intensive des terres réduira l'incidence sur la biodiversité en laissant plus de place aux herbes indigènes et plus de temps pour la floraison des plantes. Toutefois, cela restera toujours une approximation des pratiques réellement mises en œuvre dans l'exploitation

agricole et ne semble être intéressant que pour comparer les grandes catégories de pratiques agricoles. En outre, il est difficile de qualifier l'intensité de l'utilisation des terres pour les systèmes de production de céréales ou de fourrage d'une exploitation d'élevage si les matières premières sont produites ailleurs et importées par l'exploitation.

Dans le cadre d'une évaluation complète de trois exploitations bovines dans le sud-ouest de l'Europe, Zira *et al.* (2023) ont constaté qu'une utilisation plus importante de pâturages semi-naturels par kilogramme de protéines animales produites est préférable à l'utilisation de compléments alimentaires à base de céréales, à la fois pour la biodiversité et pour la réduction de la quantité de protéines comestibles par l'humain consacrées au bétail. Les pâturages semi-naturels sont bénéfiques pour la biodiversité, principalement en raison de l'hétérogénéité structurelle des graminées et autres plantes causée par des comportements de pâturage sélectifs (Rook *et al.*, 2004), lesquels dépendent à leur tour de la race des animaux, de la saison et de l'humidité du pâturage (Hessle *et al.*, 2008).

La biodiversité est également évaluée en dehors du cadre de l'ACV. Toutefois, sans les généralisations rendues possibles par la modélisation, ces évaluations sont localisées. Les indicateurs utilisés comprennent notamment la richesse en espèces, la régularité et la dominance relative. Dominati *et al.* (2021) ont étudié les effets des efforts d'amélioration de la biodiversité dans les exploitations d'élevage en Nouvelle-Zélande, y compris les clôtures pour le bétail et les plantations de restauration visant à améliorer la végétation indigène, à protéger les marges riveraines et à réduire l'érosion, et ont constaté que la mise en œuvre de mesures d'amélioration de la biodiversité avait nombre d'effets secondaires positifs. Il s'agit notamment de gains en matière de filtrage de l'eau et de rétention des nutriments dans le sol, de séquestration des gaz à effet de serre, d'esprit des lieux, d'esthétique, de valeurs récréatives et spirituelles, et de fourniture d'autres produits alimentaires. Il est intéressant de souligner que les efforts en faveur de la biodiversité ont réduit la valeur actuelle nette des exploitations étudiées de 3 à 9 %, principalement en raison du coût des clôtures. D'autres indicateurs utilisés pour l'évaluation de la biodiversité comprennent le suivi de différentes espèces telles que les oiseaux, les papillons et autres pollinisateurs, les plantes, les espèces dont la conservation est préoccupante, les espèces envahissantes (Cole *et al.*, 2020; Oppermann *et al.*, 2021), ainsi que des indicateurs fondés sur l'habitat (qualité de l'habitat, hétérogénéité du paysage, connectivité du couvert forestier, diversité des cultures, taille des champs, etc.) (Martin *et al.*, 2019; Karlsson *et al.*, 2022; Frei *et al.*, 2018).

La biodiversité est au centre d'un débat passionné dans les études environnementales, à savoir le débat entre le partage des terres (promotion d'une agriculture respectueuse de la biodiversité) et l'économie des terres (séparation de l'agriculture à rendement élevé des écosystèmes naturels), les deux camps étant respectivement représentés par l'agroécologie et l'agriculture industrielle (Kremen, 2015). Grass *et al.* (2018) ont déclaré que le partage (pour la prestation de services écosystémiques, voir la section 2.3 ci-dessous) et l'économie (pour la conservation de la biodiversité) sont tous deux nécessaires pour équilibrer la multifonctionnalité des paysages agricoles et ils préconisent des mesures propres au contexte qui favorisent la connectivité écologique. Cette connectivité est nécessaire pour que les terres économisées soient utiles, car les habitats

naturels isolés ne permettent pas la migration de la faune et de la flore. La connectivité écologique ne peut être évaluée que sur place, à l'aide de photographies aériennes ou par photo-interprétation à l'aide d'un SIG. Harvey *et al.* (2005) ont constaté sur le terrain que les clôtures vives d'arbres plantés dans les pâturages pour le bétail d'Amérique centrale fournissent un habitat et améliorent la connectivité écologique. Dupras *et al.* (2016) ont utilisé un SIG pour cartographier l'utilisation des terres et en déduire ensuite un indice de connectivité pour la grande région de Montréal, suggérant que cela pourrait être fait dans une zone agricole. Valeri *et al.* (2021) l'ont fait dans la région périurbaine de Rome, en déterminant d'abord le type d'occupation du sol naturel, sur la base de la végétation naturelle potentielle de la zone. Ils ont ensuite évalué la connectivité écologique et cerné les priorités pour la création de corridors écologiques, à savoir la restauration de la couverture végétale. Tiang *et al.* (2021) ont étudié l'importance des schémas de déplacement des espèces à petite échelle dans les paysages agricoles australiens où la principale utilisation modifiée des terres était le pâturage, ce qui correspond à la plupart des exploitations d'élevage multi-espèces. Ils ont constaté que la connectivité est assez importante dans les pâturages semi-naturels et ont conclu que les arbres épars et les petites parcelles de végétation linéaires doivent être évalués afin de ne pas risquer de fausser les schémas de connectivité.

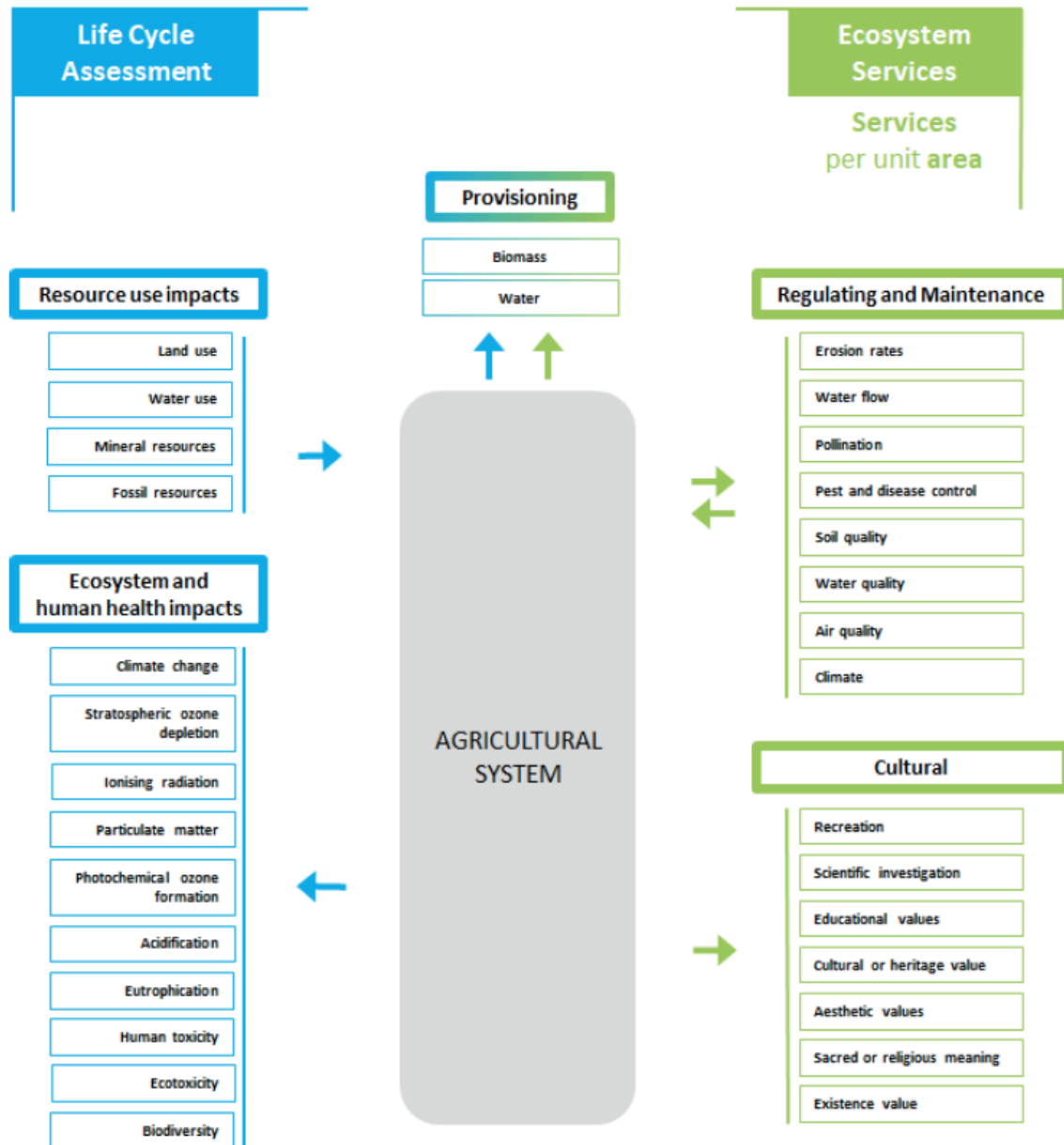
Un autre aspect de la biodiversité parfois négligé est la diversité intraspécifique, c'est-à-dire les variations de génotype et de phénotype au sein d'une même espèce. Outre la diversité interspécifique, la diversité intraspécifique est importante pour la prestation de services écosystémiques (Des Roches *et al.*, 2021). Les races d'animaux d'élevage sont des exemples de variations intraspécifiques gérées activement par l'humain pour s'adapter aux conditions locales en réponse aux changements dans les technologies de production et les environnements commerciaux (FAO, 2007; Selmi *et al.*, 2014). Si l'élevage de races de plus en plus productives dans des conditions de production artificielles améliore la rentabilité économique immédiate, il entraîne une diminution constante de la diversité génétique des animaux d'élevage dans le monde entier. Cette érosion génétique est à l'origine des préoccupations relatives à la résilience des exploitations d'élevage face aux changements climatiques et aux maladies émergentes (FAO, 2015). Les systèmes d'élevage non traditionnels utilisent plus souvent des races traditionnelles que leurs homologues industriels, notamment en raison de leur rusticité pour les pâturages et les environnements extérieurs ainsi que des différences de qualité de la viande (Wang *et al.*, 2021; Ryu *et al.*, 2008; Monson *et al.*, 2004). Ces races sont souvent mieux préparées pour résister aux variations des conditions climatiques (Pietrosemoli et Tang, 2020), mais leur croissance est plus lente et leur transformation plus longue après l'abattage, car elles ont plus de poils et la disposition des muscles et de la graisse n'est pas la même que pour les races hybrides utilisées dans l'industrie.

Services écosystémiques

Le concept de services écosystémiques (SE) est étroitement lié à la biodiversité. Également connus sous le nom de « contributions de la nature à l'humain » [TRADUCTION] (Des Roches *et al.*, 2021), les SE incarnent la conversion conceptuelle d'écosystèmes sains d'une fin à poursuivre en un moyen d'évaluer les avantages qu'ils

procurent aux humains. Il peut s'agir de services d'approvisionnement (nourriture, eau, matériaux, énergie), de régulation (lutte contre les inondations et les maladies, pollinisation, décomposition), culturels (spiritualité et loisirs) et de soutien (cycle des nutriments, formation du sol, fourniture d'habitats) (Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, 2005; CICES, 2018). D'une certaine manière, les SE sont des exemples tangibles de la multifonctionnalité de l'agriculture (Queiroz *et al.*, 2015). Il existe une distinction fondamentale – une inversion épistémique, en fait – entre l'évaluation des impacts environnementaux négatifs de l'agriculture et l'évaluation des retombées positives des écosystèmes sur l'agriculture et, à leur tour, sur les humains (Duru et Therond, 2021). Du point de vue des politiques publiques, l'une nécessite des sanctions et l'autre des mesures incitatives. Les évaluations des SE et les évaluations des impacts environnementaux sont complémentaires et ne s'excluent pas mutuellement (Therond *et al.*, 2017), d'autant plus que les SE quantifient souvent des phénomènes ignorés par les méthodes d'évaluation des impacts environnementaux comme l'ACV. La figure suivante illustre comment le fait de ne prendre en compte que la fourniture d'une unité de poids de viande dans l'ACV dissimule d'autres SE.

Figure 2 : Cadres conceptuels de l'ACV et des SE (d'après van der Werf *et al.*, 2020)



Alejandre *et al.* (2019) ont déterminé un moyen d'évaluer la prestation de SE dans le cadre de l'ACV. Cette mise à jour de l'ACV traditionnelle consisterait à ajouter des indicateurs aux modules d'évaluation des répercussions afin que tous les SE soient pris en compte sur la base de leur valeur par hectare trouvée dans la littérature (de Groot *et al.*, 2012). Cependant, tout comme pour les indicateurs de biodiversité, les résultats de l'ACV pour les SE ne peuvent être utilisés que pour comparer de grandes catégories de situations et de processus, car la modélisation intègre trop d'incertitudes pour être considérée en termes absolus. En outre, l'attribution d'une valeur monétaire à des SE tels que l'« esthétique » est une activité ontologiquement chargée qui dépend de la culture et de la région.

L'une des façons d'appliquer une méthode d'allocation économique des SE dans les ACV est de la situer dans un territoire précis où les SE sont rémunérés. En suivant cette méthode, von Greyerz *et al.* (2023) ont utilisé les paiements suédois pour les SE comme indicateur de l'allocation économique des impacts environnementaux entre les différentes fonctions du système de production animale, y compris l'approvisionnement en viande, mais aussi d'autres SE non liés à l'approvisionnement. Leurs résultats ont montré que jusqu'à 48 % des conséquences des changements climatiques causés par le système agricole peuvent être attribuées à des SE autres que la production alimentaire. En d'autres termes, cela signifie qu'une part potentiellement importante de l'empreinte carbone de la production de viande est due à des externalités positives. Parmi les exemples de ces services, on peut citer le maintien de pâturages semi-naturels, l'élevage de races d'animaux domestiques menacées, l'agriculture dans des zones soumises à des contraintes naturelles, l'agriculture biologique et la production de levées de terre – également appelées prairies temporaires (Conseil suédois de l'agriculture, 2020).

En dehors de l'approche d'ACV, à titre d'exemple de l'étroite intégration de la biodiversité aux SE, Botzas-Coluni *et al.* (2021) ont quantifié l'hétérogénéité du paysage de la Montérégie à l'aide d'indicateurs tels que la taille des champs, la diversité des cultures et la densité des haies des champs afin d'évaluer leurs effets sur la prestation de SE. Ils ont constaté que la taille moyenne plus petite des champs avait une forte influence positive sur la prestation de SE. Les paysages composés de petits champs favorisent la pollinisation et la régulation des défoliateurs, tandis que les champs plus grands favorisent les cultures agricoles et la régulation des pucerons, ce qui suggère que les différents SE réagissent différemment aux variables d'hétérogénéité du paysage. Cette question n'est pas propre aux exploitations d'élevage, mais elle reste pertinente, car les exploitations d'élevage non traditionnelles ont des champs plus petits que les grandes exploitations céréalières ou d'élevage.

Ryschawy *et al.* (2017) ont quantifié les biens et services fournis par l'élevage en France et ont catégorisé leur multifonctionnalité en utilisant une typologie différente (approvisionnement, vitalité rurale, environnementale, culturelle) de celle habituellement utilisée pour les SE. Ils ont constaté qu'il n'existe pas d'indicateurs pertinents pour une telle évaluation à l'échelle nationale et que les indicateurs quantitatifs traduisent mal les aspects sociaux. Cela a été corroboré par Lamarque *et al.* (2011), qui ont constaté que les différentes parties prenantes avaient des perceptions divergentes des SE (des prairies) et que l'évaluation des SE était donc très subjective lorsqu'elle était basée sur des entretiens avec les parties prenantes. Ryschawy *et al.* (2017) ont classé les différents départements français en quatre groupes (approvisionnement et vitalité, multifonctionnel, culturel et appauvri) et ont constaté que les services environnementaux et culturels étaient négativement corrélés à l'approvisionnement alimentaire, tandis que la vitalité rurale était fortement corrélée à l'approvisionnement alimentaire. Dans le même ordre d'idées, Beudou *et al.* (2017) ont utilisé une méthode d'analyse qualitative du discours pour constater que les services de vitalité culturelle et territoriale fournis par les systèmes d'élevage en transition agroécologique différaient d'une région à l'autre, ce qui souligne l'importance d'adapter les politiques et les communications au contexte local. Ils ont constaté que les paysages culturels liés à la tradition de l'élevage et les liens sociaux

favorisés par la présence de systèmes d'élevage agroécologiques étaient les plus importants pour les parties prenantes interrogées.

Dans une étude de 2018, Dumont *et al.* ont relevé dans la littérature trois façons principales d'utiliser les SE pour qualifier les systèmes d'élevage européens. La première consiste à détecter les associations de SE à l'échelle du système ou du paysage. En utilisant deux importants indicateurs, à savoir la densité du bétail et la proportion de prairies permanentes dans les zones agricoles, la fertilité des sols, les régulations biologiques et le contrôle de l'érosion sont positivement influencés par l'entretien des prairies par le bétail, que ce soit par leur diversité fonctionnelle, leur présence dans une rotation de cultures ou une mosaïque paysagère. Il existe souvent des compromis entre la production animale et les services culturels et de régulation. La deuxième consiste à relier les caractéristiques des systèmes d'élevage à des ensembles de SE et de répercussions afin de les illustrer sur des cartes allant de l'échelle régionale à l'échelle du continent. Cela est important pour les décideurs politiques afin d'obtenir une vue d'ensemble des différentes zones présentant des densités de bétail différentes et la quantité de prairies par unité animale, par exemple.

À l'échelle de l'exploitation agricole, Karlsson *et al.* (2022) ont utilisé des données de recensement portant sur 69 % de l'ensemble des exploitations agricoles suédoises pour associer des variables telles que la taille et le type d'exploitation, ainsi que la densité du bétail, à des indicateurs de SE sans approvisionnement, et ils ont constaté que ces derniers sont mieux servis dans les zones géographiques moins productives. Cet article est particulièrement intéressant en raison de son ampleur et des indicateurs de SE utilisés, dont le calcul a nécessité l'utilisation d'un SIG. Ces indicateurs comprenaient, entre autres, la longueur totale des frontières entre les zones de couverture terrestre divisée par la zone d'étude totale (l'exploitation agricole plus une zone tampon de 50 mètres autour de tous ses polygones, y compris les terres louées) ou la distance moyenne entre l'intérieur du champ et l'habitat non cultivé le plus proche (Andersson *et al.*, 2015; Queiroz *et al.*, 2015). En contrôlant les variations spatiales, ils ont constaté que les plus petites exploitations agricoles et les exploitations de ruminants étaient associées à de meilleurs SE non provisoires que les exploitations de cultures ou de monogastriques.

Intégration du flux de nutriments, de la culture et de l'élevage, et de multiples espèces

Analyse du réseau écologique et flux de nutriments

Élaborée à l'origine par Latham (2006) et Ulanovicz *et al.* (2009) pour modéliser les systèmes écologiques, l'analyse des réseaux écologiques (ARE) peut servir à modéliser le niveau d'intégration d'un système agricole en ce qui concerne ses flux de nutriments (Rufino *et al.*, 2009). Il a été utilisé pour les systèmes intégrés de culture et d'élevage, connus pour leur efficacité dans le cycle de l'azote (Altieri *et al.*, 2012; Bonaudo *et al.*, 2014; Stark *et al.*, 2016). Cette efficacité est obtenue grâce à l'aspect des cultures

agricoles du système, lequel permet de disposer d'une surface pour l'épandage du fumier et de réduire les besoins en intrants alimentaires pour les animaux. L'efficacité et le recyclage sont des éléments physiques essentiels de l'agroécologie et font partie de ceux sur lesquels les agriculteurs ont un contrôle réel. Lorsque ces indicateurs sont pris en compte dans l'évaluation d'une exploitation d'élevage, les ruminants obtiennent de meilleurs résultats en raison de leur capacité à digérer des protéines qui ne sont pas digestibles par l'humain (van Selm *et al.*, 2022; Karlsson *et al.*, 2020).

Pour les ARE agricoles, l'azote (N) est souvent considéré comme l'élément nutritif limitant (à la fois comme intrant de production et comme polluant) et il est au centre de l'analyse des flux de nutriments (Rufino *et al.*, 2009). De nombreuses études ont mobilisé l'ARE pour des évaluations intéressantes des élevages en ce qui concerne le cycle de l'azote, dont trois nous ont particulièrement intéressés, à savoir Stark *et al.* (2016), Puech et Stark (2023), et Steinmetz *et al.* (2021). Stark *et al.* (2016) ont constaté que, même au sein des systèmes intégrés de culture et d'élevage, le taux de circulation interne (TCI) entre les composants du système était très faible, l'azote circulant à l'intérieur du système ne représentant que 0,7 % à 3,5 % de l'azote circulant dans tout le système. Les procédés présentant une plus grande intégration de l'azote sont l'utilisation des résidus pour l'alimentation des porcs et l'utilisation du fumier comme engrais. Puech et Stark (2023) ont utilisé l'ARE pour quantifier l'efficacité de la conversion alimentaire et l'efficacité de l'utilisation de l'azote en tant qu'indicateurs de rendement agroécologique des systèmes intégrés de culture et d'élevage. Ils ont constaté que la diversification des animaux diminue légèrement le TCI et la productivité, mais augmente l'efficacité, à savoir l'utilisation de l'azote, la conversion alimentaire et l'efficacité de la production alimentaire. Steinmetz *et al.* (2021) ont également utilisé l'ARE pour analyser les interactions entre les composantes du système dans les exploitations d'élevage multi-espèces. Ils ont constaté qu'une proportion plus élevée de monogastriques était corrélée à une forte dépendance vis-à-vis des intrants et, par conséquent, à un mauvais bilan azoté, et ne produisait pas de gains d'efficacité économique. Une autre constatation intéressante et peut-être surprenante est qu'un TCI plus élevé n'a pas conduit à un meilleur rendement environnemental, social ou économique au sein de l'échantillon de 17 exploitations.

Le bilan azoté est également utilisé pour quantifier la concurrence entre l'alimentation animale et l'alimentation humaine, en évaluant un choix d'utilisation des terres que nous faisons lorsque nous élevons du bétail. Cette quantification est effectuée à l'aide du taux de conversion des aliments comestibles pour l'humain, exprimé en kilogramme de protéines (ou de graisses, ou d'énergie) dans les aliments pour animaux par kilogramme de protéines (ou de graisses, ou d'énergie) animales produites, ou par son équivalent en termes d'utilisation des terres. Par exemple, Mottet *et al.* (2017) ont constaté qu'à l'échelle mondiale, la production de 1 kg de viande désossée nécessite 2,8 kg d'aliments comestibles pour l'humain pour les ruminants et 3,2 kg pour les monogastriques. Cela s'explique par la capacité des ruminants à digérer des aliments qui ne sont pas comestibles pour les monogastriques. Dans une étude à l'échelle de l'exploitation agricole, Zira *et al.* (2023) ont constaté qu'un système d'élevage bovin fondé sur les pâturages a un rendement supérieur de 40 % à celui des systèmes laitiers mixtes fondés sur les pâturages et les aliments pour animaux en ce qui concerne l'efficacité de la

production de protéines, mais qu'il offre un rendement presque 10 fois inférieur aux systèmes laitiers en ce qui concerne l'efficacité de la production de matières grasses, étant donné que le lait n'y est pas récolté.

Il est important de souligner que toutes les protéines ne sont pas égales et que la viande a un indice d'acides aminés (digestibilité des protéines) plus élevé que les produits végétaux (Schaafsma, 2000). L'ajustement de la digestibilité des protéines améliorera le rendement de la production de viande, mais jamais au point de la rendre plus efficace en termes d'utilisation des terres que les produits végétaux.

L'azote est un nutriment important en agronomie, car il constitue un facteur limitant de la croissance des plantes, y compris des plantes indésirables dans les systèmes marins, ainsi que de la nutrition animale et humaine. Le phosphore n'est pas un facteur limitant pour l'alimentation humaine et animale, mais il est un facteur de croissance des plantes et une importante source de pollution de l'eau dans les écosystèmes d'eau douce. Au Québec, le cycle du phosphore est d'un grand intérêt pour les décideurs, car la pollution agricole se traduit principalement par l'eutrophisation de l'eau douce et les sols sont souvent proches de la saturation, car l'absorption du phosphore par les plantes est inférieure à l'apport de fumier d'année en année (Macdonald *et al.*, 2012). Aucune étude à l'échelle de l'exploitation fondée sur l'ARE et axée sur le cycle du phosphore n'a été trouvée dans la littérature sur l'élevage, mais de nombreuses publications ont porté sur les émissions de phosphore dans l'environnement par le bétail, généralement à une échelle plus grande que celle de l'exploitation. Ces études soulignent la nécessité d'équilibrer les apports et les sorties de phosphore, ainsi que de mettre en œuvre des pratiques de conservation des sols (Leip *et al.*, 2015; Rothwell *et al.*, 2020). Macdonald *et al.* (2011) ont constaté qu'une utilisation élevée d'engrais de phosphore autres que le fumier était associée à une faible efficacité du phosphore, mais aussi que les zones à forte densité de bétail étaient associées à des excédents de phosphore dus à l'épandage de fumier.

Intégration de la culture et l'élevage, et de multiples espèces

Une intégration de la culture et l'élevage signifie qu'une exploitation agricole produira la nourriture pour son bétail qui, à son tour, fertilisera les champs de culture avec son fumier, reliant les cycles de l'azote et du carbone, mais produisant également des économies en réduisant les coûts et les risques associés aux fluctuations du marché (Soussana et Lemaire, 2014; Russelle *et al.*, 2007; Wilkins, 2008). Comme il est mentionné ci-dessus, l'une des façons dont l'ARE est utilisée dans les études sur l'élevage est d'évaluer l'intégration de la culture et l'élevage par l'entremise d'une approximation des nutriments (azote ou carbone). L'intégration peut également être évaluée à l'aide d'autres méthodologies.

À l'aide d'une analyse qualitative, Bell et Moore (2012) ont caractérisé l'intégration des systèmes de culture et d'élevage en termes d'intégration organisationnelle, spatiale et temporelle, et ont recensé un total de 17 pratiques de gestion. Ils ont constaté que les pratiques qui intègrent le temps et l'espace nécessitent une plus grande attention sur le

plan de la gestion et que les pratiques qui n'intègrent pas l'espace requièrent davantage d'intrants externes, tels que les aliments pour animaux. Cette constatation est intéressante pour les SPME, car les stratégies et les objectifs en matière d'intégration varient d'une exploitation à l'autre et peuvent dépendre de différents facteurs non environnementaux tels que la disponibilité de la main-d'œuvre et la viabilité économique.

Dans le cadre d'un examen des différentes façons dont l'intégration de culture et d'élevage se matérialise dans les exploitations agricoles françaises, Martel *et al.* (2017) ont utilisé 10 indicateurs pour quantifier l'intégration, qu'ils ont divisés en trois catégories : utilisation des terres pour l'alimentation animale, autonomie en matière d'aliments pour animaux et de litière et autonomie en matière de fertilisation par l'azote. Ils ont constaté qu'une intégration plus poussée se traduisait par un meilleur rendement environnemental (cycle de l'azote, utilisation de pesticides et consommation de combustibles fossiles) sans pour autant réduire le rendement économique (même productivité du travail, mais meilleure efficacité grâce à des dépenses moindres et à une taille d'exploitation plus petite). Dumont *et al.* (2023) recommandent de dimensionner la fraction monogastrique de l'entreprise en fonction de la capacité à produire ou à obtenir des sous-produits ou des déchets alimentaires. En utilisant des indicateurs environnementaux tels que la diversité de l'utilisation des terres, le bilan azoté et les pratiques de gestion des cultures, Ryschawy *et al.* (2012) ont constaté que les systèmes intégrés de culture et d'élevage sont extrêmement variables d'une exploitation à l'autre et qu'aucune conclusion claire ne peut être tirée en ce qui concerne leurs avantages environnementaux par rapport aux exploitations d'élevage spécialisées, si ce n'est qu'elles présentent, tout comme les exploitations de bœuf nourri à l'herbe, un potentiel de pollution azotée plus faible.

Ryschawy *et al.* (2017) ont remarqué qu'en raison de la spécialisation, des politiques et de la disponibilité limitée de la main-d'œuvre, l'intégration de la culture et de l'élevage commençait à se produire moins à l'échelon de l'exploitation agricole qu'à l'échelon local, où les exploitations dépendaient de leurs voisins pour l'alimentation animale, à titre d'exemple. Les systèmes intégrés de culture et d'élevage sont donc en train de se spécialiser dans les SPME (ou systèmes d'élevage spécialisés) et les exploitations de production d'aliments pour animaux. Dans une étude de suivi, Ryschawy *et al.* (2018) ont constaté que cette intégration de culture et d'élevage de multiples exploitations peut être un bon exemple d'un avenir possible pour la cohésion d'un système agroécologique vu sous l'angle du paysage. Un réseau de sept exploitations agricoles françaises a été mis en place pour concevoir collectivement un système de production d'aliments pour animaux et d'épandage de fumier fondé sur l'offre et la demande de chaque exploitation. Les marges brutes individuelles ont augmenté et les impacts environnementaux ont diminué, mais des problèmes ayant trait à la charge de travail ainsi que des questions d'ordre logistique et social sont apparus, d'où la nécessité d'une évaluation des compromis pour chaque exploitation. Cette transition du vocabulaire des systèmes intégrés de culture et d'élevage vers les SPME ou même simplement vers les systèmes d'élevage multi-espèces dans la littérature est déjà bien entamée. L'augmentation du niveau d'intégration de la culture et de l'élevage de l'échelle de l'exploitation à l'échelle régionale semble être en cours dans la plupart des pays industrialisés (Dumont *et al.*, 2023; Martin *et al.*, 2020).

Ulukan *et al.* (2022), de la même équipe de recherche française, ont cerné les pratiques de gestion clés conduisant à un rendement relatif en ce qui concerne la productivité des terres, la dépendance à l'égard des intrants azotés et la satisfaction à l'égard des revenus dans 75 exploitations biologiques multi-espèces de sept pays européens. Les exploitations à déviation positive disposaient d'une autonomie relativement élevée en matière d'aliments pour animaux, d'une diversification limitée des espèces, des cultures et des activités non liées à l'élevage (agrotourisme, marketing direct et transformation dans l'exploitation agricole) afin de limiter le surcroît de travail des agriculteurs. En outre, les activités de gestion intégrant plusieurs espèces, telles que le copâturage de différentes espèces ou le pâturage des résidus de culture, ont été évitées; seuls les flux de matière tels que les céréales, le foin, la paille et le fumier ont été optimisés en vue de réaliser des économies de diversification. Cela suggère un compromis entre les avantages (résilience et augmentation des revenus grâce à la réduction des intrants) et les inconvénients (augmentation de la charge de travail) de la diversification. L'approche positivement déviante de l'évaluation des exploitations agricoles semble très intéressante pour la recherche empirique utilisant un échantillon d'exploitations agricoles, car elle part du principe que les agriculteurs sont les mieux placés pour trouver eux-mêmes des solutions dans leur contexte écologique et institutionnel, et que ces solutions peuvent déjà être en place dans certaines exploitations d'une manière ou d'une autre (Steinke *et al.*, 2019).

Cet ensemble d'ouvrages démontre que l'intégration de systèmes de culture et d'élevage ou de plusieurs espèces comporte des aspects socio-économiques, étant donné que ces décisions de gestion font intervenir plus que des éléments physiques et structurels.

Évaluations socio-économiques

Comme l'écrivent Prost *et al.* (2023), « l'exploitation agricole peut être considérée comme le niveau qui relie les deux niveaux de gestion des transitions : celui des processus biophysiques et celui des processus socio-économiques » [TRADUCTION]. L'aspect humain de l'agriculture fait intervenir des considérations généralement plus difficiles à quantifier, car il peut y avoir une certaine subjectivité dans les données, notamment lorsqu'il s'agit de décrire les objectifs, les valeurs, les représentations, la gestion, l'organisation du travail, la commercialisation et les réseaux des exploitations et des agriculteurs.

Évaluations économiques

Dans un article paru en 2019, van der Ploeg *et al.* soulignent les multiples pratiques agroécologiques déjà mises en œuvre dans de nombreuses exploitations agricoles européennes par des agriculteurs qui ont choisi ces pratiques non seulement pour des raisons environnementales ou sociales, mais aussi pour des raisons économiques. D'un point de vue conceptuel, ils suggèrent que l'agroécologie et l'agriculture industrielle ont deux façons opposées d'atteindre le revenu net de l'exploitation, la première en réduisant

les coûts et la seconde en augmentant la productivité de la main-d'œuvre grâce à des économies de diversification. D'un point de vue quantitatif, ce potentiel plus élevé de l'agroécologie à augmenter le revenu net des exploitations sans augmenter l'échelle de production se traduit par une augmentation du ratio de la valeur ajoutée par rapport à la valeur brute de la production. Voici différentes manières théoriques d'y arriver :

1. Réduction des intrants et amélioration de l'efficacité des ressources de l'exploitation : augmentation du rapport entre les ressources internes et les ressources externes utilisées dans l'exploitation agricole.
2. Diversification : produire des économies de diversification (diversifier la production pour réduire les coûts) plutôt que des économies d'échelle (spécialiser la production pour réduire les coûts).
3. Développer les compétences des agriculteurs : remplacer l'efficacité achetée par une efficacité acquise grâce au développement des compétences – ou à l'investissement dans les ressources humaines –, d'autant plus que le prix des intrants tels que l'énergie ne cesse d'augmenter.
4. Chaînes d'approvisionnement courtes : développement de nouveaux marchés qui relie plus directement les agriculteurs aux consommateurs.

Van der Ploeg *et al.* (2019) soulèvent un bémol majeur à ce rendement économique de l'agroécologie, à savoir la dépendance au travail humain dans un contexte de pénurie de main-d'œuvre dans les économies industrialisées. Des indicateurs quantitatifs illustrant ces avantages et inconvénients du rendement économique de l'agroécologie sont nécessaires pour mesurer ces résultats empiriques. Dans le cas particulier des systèmes d'élevage non traditionnels, Stark *et al.* (2016) ont évalué le rendement économique en ce qui concerne la productivité du travail et de la terre en utilisant des indicateurs tels que les ventes brutes par unité de travail, par unité de surface ou par unité animale. Ils ont constaté que les petites exploitations à forte intensité de main-d'œuvre avaient une faible productivité du travail, mais une très forte productivité de la terre. Les exploitations moyennes à forte intensité de capital avaient une productivité élevée du travail et de la terre, tandis que les exploitations moyennes extensives avaient une faible productivité du travail et de la terre. Cela semble peu surprenant, d'autant plus que la qualité des terres et des personnes concernées n'est pas décrite. En effet, dans une région donnée, l'agriculture extensive est peut-être la meilleure option pour laquelle une faible productivité de la terre et du travail est une conséquence inévitable. Ces résultats soulignent la nécessité de contextualiser régionalement les exploitations étudiées.

Comparant les systèmes intégrés de culture et d'élevage et les exploitations d'élevage spécialisées, Ryschawy *et al.* (2012) ont utilisé la marge brute globale et les coûts de production pour analyser la sensibilité des marges brutes aux fluctuations des prix des intrants et des extrants. Ils ont constaté que les systèmes intégrés de culture et d'élevage ne sont pas particulièrement rentables par rapport aux exploitations spécialisées. Face aux fluctuations des prix, les systèmes intégrés de culture et d'élevage sont toutefois moins sensibles que les exploitations laitières et culturières, car le système est plus autonome, c'est-à-dire qu'une plus grande proportion d'intrants est produite sur l'exploitation et qu'il n'y a pas d'achat d'engrais. En comparant trois exploitations bovines et laitières

différentes ayant des stratégies d'alimentation distinctes, Zira *et al.* (2023) ont utilisé le taux de rendement interne et la valeur actuelle nette des exploitations pour modéliser les changements éventuels des taux d'intérêt, des prix des intrants et des extrants afin d'évaluer la résilience des exploitations aux fluctuations du marché. Ils ont constaté que le système de pâturage bovin extensif était moins sensible que les systèmes laitiers (système de races patrimoniales à petite échelle et système Holstein à plus grande échelle) aux fluctuations des aliments pour animaux, de l'énergie et des taux d'intérêt. Cela s'explique par des paramètres propres à l'exploitation, mais aussi au faible niveau d'intrants nécessaires pour une exploitation de bœuf en pâturage par rapport à une exploitation laitière.

À l'échelon du système alimentaire, van der Ploeg *et al.* (2019) ont déterminé que le développement de nouveaux marchés reliant les producteurs et les consommateurs est un moyen pour les agriculteurs d'obtenir de meilleurs prix. Ces liens inédits créent de nouveaux mécanismes de gouvernance tels que les conseils sur les politiques alimentaires (Prové *et al.*, 2016) ou les associations d'agriculteurs soutenues par la communauté (Équiterre, 2011), lesquels sont pertinents pour la participation politique des agriculteurs. De nombreuses études ont été menées sur les chaînes d'approvisionnement courtes dans l'agriculture en ce qui concerne les différents aspects de la durabilité (Loconto *et al.*, 2018; Azima et Mundler, 2021, 2022, 2023). Elles mettent en évidence des domaines de consensus général, comme l'importance de la relation humaine perçue entre l'agriculteur et le consommateur final (Mundler, 2022), et de l'incertitude, comme l'empreinte environnementale des chaînes d'approvisionnement courtes par rapport au marketing industriel (Mundler et Criner, 2016).

En ce qui concerne la production animale en particulier, Wille *et al.* (2018) ont constaté que parmi 121 éleveurs allemands utilisant le marketing direct, le défi le plus important était d'être situé à proximité d'une bonne base de clientèle et le deuxième était lié au respect des critères d'hygiène réglementaires pour leur produit. D'autres défis ont été cernés, liés à la motivation personnelle et à la qualité du contact avec les clients, nécessaires au marketing direct, ainsi qu'à la gestion du personnel. Steinmetz *et al.* (2021) ont constaté qu'un niveau plus élevé d'interactions entre les composants d'un système d'élevage, comme les flux d'azote du champ vers les animaux sous forme d'aliments et de nouveau vers le champ sous forme de fumier, n'améliorait pas le rendement économique. En outre, ils ont constaté que les exploitations ayant une forte proportion de monogastriques étaient très dépendantes des intrants alimentaires et n'avaient pas un rendement particulièrement bon en termes d'efficacité économique.

D'autres publications évaluant les aspects économiques, entre autres indicateurs, de différentes stratégies de gestion utilisent le revenu agricole, les coûts, l'amortissement et la dette comme données primaires pour calculer la marge bénéficiaire nette, la valeur actuelle nette, la rente, la productivité du travail, la productivité du capital, la dépendance aux intrants, la sensibilité aux aides financières, entre autres (Dominati *et al.*, 2021; Steinmetz *et al.*, 2021; Trabelsi *et al.*, 2018). Il est difficile d'en tirer des conclusions importantes sur les pratiques non traditionnelles de gestion du bétail, car chaque système a ses propres objectifs et ses propres moyens, notamment financiers. Un aspect

intéressant de ces évaluations économiques quantitatives est l'inclusion ou non des subventions dans les équations, car celles-ci dépendent fortement de l'environnement politique dans lequel évoluent les exploitations agricoles. Nous reviendrons sur le contexte institutionnel des systèmes de production animale dans la dernière partie.

Conditions de travail

Le modèle des caractéristiques de l'emploi de Hackman et Oldham (1974) est l'un des premiers à avoir été évoqué dans de nombreux secteurs économiques, comme le confirment plusieurs méta-analyses (Azima et Mundler, 2021). Ce modèle désigne ainsi les caractéristiques professionnelles en corrélation avec la satisfaction au travail : diversité des compétences (Mugnier *et al.*, 2020), nature et importance de la tâche, autonomie en milieu de travail et rétroaction sur le rendement.

Dans une revue des publications sur les conditions de travail des agriculteurs dans les systèmes d'élevage agroécologiques, Duval *et al.* (2021) ont constaté que la littérature était rare : seulement neuf articles trouvés sur le sujet, dont sept en France. Duval *et al.* (2021) ont constaté que les conditions de travail difficiles sont l'une des principales raisons pour lesquelles les éleveurs agroécologiques ont du mal à assurer la transition de leur exploitation au moment de la retraite – plus que les agriculteurs (Servière *et al.*, 2019; Hostiou *et al.*, 2020). Les problèmes les plus courants sont les problèmes de santé liés au travail (Hostiou *et al.*, 2020), l'équilibre travail-famille et les faibles récompenses monétaires (Servière *et al.*, 2019). D'autres résultats intéressants sur les effets de l'adoption de pratiques agroécologiques sont une perte de flexibilité (Bendahan *et al.*, 2018; Hostiou, 2013), un besoin de compétences plus larges (Bendahan *et al.*, 2018; Coquil *et al.*, 2013; Lusson et Coquil, 2016), un travail mieux harmonisé avec les convictions et motivations personnelles (Lusson et Coquil, 2016; Cournut *et al.*, 2018), l'incidence contradictoire sur la charge de travail entre les études (Bendahan *et al.*, 2018; Lusson et Coquil, 2016). Les données sur les conditions de travail sont difficiles à comparer entre les études, car les évaluations qualitatives sont la norme, en plus d'être particulièrement sensibles et taboues (Kling-Eveillard *et al.*, 2012) et de dépendre de l'état d'esprit de l'agriculteur au moment de l'entretien (Conceição et Bandura, 2008). Par exemple, Ulukan *et al.* (2022) ont demandé aux agriculteurs de quantifier leur satisfaction à l'égard de leur revenu sur une échelle de 1 à 4, et ont constaté que des niveaux élevés de satisfaction étaient associés à des rendements élevés pour les autres indicateurs de durabilité utilisés.

Cournut *et al.* (2018) ont comparé les résultats de neuf études de cas sur l'élevage en utilisant la méthode d'évaluation du travail élaborée par Dedieu *et al.* (2000). Cette méthode caractérise les travailleurs (principaux et secondaires), les tâches (routinières et saisonnières) et la saisonnalité (changements dans l'organisation du travail au cours de l'année civile) pour décrire le travail dans les exploitations d'élevage et calculer le temps libre. Ils ont divisé leur échantillon d'exploitations agricoles en quatre modèles d'organisation du travail qui pourraient être intéressants pour l'avenir :

1. Le modèle de délégation : efficacité élevée du travail, taille importante du troupeau (souvent des bovins), mécanisation (ou simplification) et recours à une main-d'œuvre rémunérée.
2. Le schéma difficile : faible efficacité du travail, petite taille du troupeau, peu de capital, peu d'équipement, peu de ressources et forte dépendance à l'égard des membres de la famille qui n'ont pratiquement pas de temps libre.
3. Le modèle de partage : efficacité et temps libre moyens, exploitations moyennes à grandes, groupes familiaux importants se partageant le travail.
4. Le modèle d'ajustement : des exploitations petites à moyennes, souvent dirigées par un couple qui dimensionne l'exploitation et partage le travail en fonction de ses besoins et de ses capacités, avec un peu de main-d'œuvre extérieure pour les tâches saisonnières.

Ces grands archétypes soulignent la pertinence de prendre en compte la configuration (qualité) de la main-d'œuvre plutôt que de se contenter de l'équivalent temps plein (quantité). Mundler et Jean-Gagnon (2020) ont utilisé la méthode d'évaluation du travail pour évaluer l'organisation du travail dans 32 exploitations agricoles québécoises utilisant le marketing direct, la plupart d'entre elles élevant du bétail. Ils ont constaté que l'efficacité du travail est relativement faible dans les exploitations qui combinent la production, la transformation et le marketing direct, car cette intégration verticale ne permet pas une grande spécialisation. En outre, cette intégration semble avoir des effets néfastes sur les bénéfices nets et la viabilité à long terme de l'entreprise en raison de la surcharge de travail.

Comme l'illustrent ces derniers résultats, la plupart des articles que nous avons trouvés incluaient certains éléments relatifs aux conditions de travail dans une évaluation économique des systèmes d'élevage, mais ces éléments étaient généralement exprimés à l'aide d'indicateurs de productivité du travail (Malanski *et al.*, 2019). Steinmetz *et al.* (2021) ont utilisé des indicateurs qualitatifs liés à la satisfaction au travail, à la difficulté physique et à la charge de travail mentale pour constater que la gestion d'un système intégré de culture et d'élevage multi-espèces complexe ne diminuait pas la satisfaction au travail en raison d'une charge de travail mentale excessive. Cette constatation a été corroborée par Duval *et al.* (2021) et Schanz *et al.* (2023), qui ont également constaté que l'autonomie dans le calendrier de travail, ainsi que la contribution perçue (par eux-mêmes et par les consommateurs) à la production alimentaire durable étaient liées à des niveaux plus élevés de satisfaction au travail.

Les indicateurs quantitatifs utilisés pour évaluer la satisfaction au travail dans l'agriculture, mais pas pour les systèmes d'élevage en particulier, comprennent la taille de l'exploitation et la situation financière perçue par les agriculteurs – qui dépendent fortement de la culture (Besser et Mann, 2015) –, des indicateurs qualitatifs à échelle mobile pour évaluer le plaisir au travail, la satisfaction sociale et la satisfaction économique (Azima et Mundler, 2021), la proportion de pics de travail par an et l'adéquation entre le désir et l'obtention de temps libre (Schanz *et al.*, 2023).

Les cinq principes socio-économiques de l'agroécologie peuvent être directement ou indirectement abordés par l'évaluation des conditions de travail. Pour de plus amples recherches sur les systèmes d'élevage agroécologiques, Duval *et al.* (2021) suggèrent d'étudier les compromis entre la charge de travail, l'épanouissement et l'organisation du travail en ce qui concerne les activités précises des agriculteurs (y compris les employés) et l'environnement de travail (y compris les pressions et les mesures incitatives externes). L'évaluation des choix et des valeurs des agriculteurs semble également être une piste de recherche intéressante, car Rychawy *et al.* (2012) ont constaté qu'il s'agissait des principales forces opposées aux moteurs de la spécialisation et de l'industrialisation (subventions, mondialisation des marchés et diminution de la disponibilité de la main-d'œuvre) des systèmes d'élevage.

Bien-être des animaux

Outre leur incidence sur l'environnement et la pression qu'ils exercent sur les terres et les ressources en eau, le bien-être des animaux est probablement la question la plus importante soulevée à l'encontre des systèmes d'élevage (Thornton, 2010; Boogaard *et al.*, 2011a, b, c). Même si le consentement des consommateurs à payer pour le bien-être des animaux est plus élevé pour les bovins que pour les porcs et la volaille (Clark *et al.*, 2017), tous les animaux d'élevage sont confrontés à des problèmes de bien-être différents de ceux de leurs congénères sauvages. Les humains sont toutefois responsables du bien-être des animaux qu'ils élèvent, et certains défendent leur besoin de vivre « une vie digne d'être vécue » [TRADUCTION] (Mellor, 2016).

Dans les élevages intensifs typiques, il existe de multiples problèmes de bien-être, tels que la mammite chez les vaches laitières (Jamali *et al.*, 2018), la pneumonie chez les porcs (Merialdi *et al.*, 2012), les troubles des pattes de la volaille (Hartcher et Lum, 2020), ainsi que l'anxiété, la frustration et l'ennui (Mellor, 2016). Les systèmes industriels surpeuplent et confinent souvent les animaux, utilisent des substances favorisant la croissance, telles que des hormones ou des antibiotiques préventifs, et ont recours à des pratiques telles que l'écornage, la caudectomie et la castration (Prunier *et al.*, 2005; Fraser *et al.*, 2013; Stafford et Mellor, 2011; von Borell *et al.*, 2009; Boogaard *et al.*, 2011).

Le bien-être des animaux est l'une des principales différences avec les systèmes d'élevage industriels relevées par les partisans des systèmes non traditionnels, et pour lequel les données fondées sur des indicateurs sont difficiles à comparer d'un système à l'autre. En outre, ni les systèmes industriels ni les systèmes non traditionnels n'ont de pratiques fixes. Des études de grande envergure comparant les deux – en fonction de la taille de l'exploitation, par exemple – ne sont pas particulièrement concluantes (Robbins, 2016). Certaines des pratiques critiquées dans les systèmes industriels se retrouvent également dans les systèmes non traditionnels, comme la castration et la perte de diversité intraspécifique.

Zira *et al.* (2020) ont inclus les animaux comme partie prenante dans leur ASCV de la production porcine conventionnelle et biologique en Suède. Ils ont estimé que les porcs

se portent mieux dans les systèmes biologiques, même si le temps qu'ils y passent avant l'abattage est plus long, ce qui les expose à un risque social plus important en termes absolus. Pour ce faire, ils ont utilisé 21 indicateurs regroupés en 5 catégories : hébergement respectueux des animaux, possibilité d'exprimer un comportement naturel, absence de peur, de douleur et de blessures, bonne santé des animaux et gestion respectueuse de ces derniers. Hormis la production biologique, laquelle suppose le respect de lignes directrices en matière de bien-être animal et pour laquelle les pratiques sont plus faciles à cerner (Edwards *et al.*, 2014; Dippel *et al.*, 2014), les pratiques des systèmes non traditionnels en matière de bien-être animal sont variées. Les plus courantes consistent à laisser les animaux sortir dans les pâturages, ce qui permet une meilleure expression des comportements naturels tels que le fouissage pour les porcs, le pâturage pour les ruminants et le picage pour les volailles (Rowntree *et al.*, 2020). Cet accès plus facile à l'extérieur est également l'une des raisons pour lesquelles les porcs des systèmes non traditionnels sont moins touchés par les maladies respiratoires que ceux des systèmes intérieurs sur caillebotis (Delsart *et al.*, 2020). En fonction de l'espèce élevée, d'autres pratiques non conventionnelles incluent une densité animale plus faible, un logement enrichi, un sevrage plus tardif, une génétique mieux adaptée à l'environnement local et un programme d'alimentation moins intensif avec plus de fibres dans le régime alimentaire (Delsart *et al.*, 2020). Ces pratiques ont toutefois des aspects négatifs. Il s'agit notamment de la complexité générale de toutes les tâches d'élevage de base (abreuvement, alimentation des animaux, contrôle de la température et des prédateurs, biosécurité) ainsi que de la prévalence des parasites et de l'écrasement des porcelets dans les unités de mise bas (Delsart *et al.*, 2020; Pietrosemoli et Tang, 2020).

Évaluations multicritères intégrées

Très peu d'articles scientifiques visent directement à évaluer les exploitations agricoles au regard des principes de l'agroécologie. Dans une rare exception, Mottet *et al.* (2020) ont présenté l'Outil d'évaluation des performances de l'agroécologie (TAPE) comme le résultat du travail de 70 experts souhaitant renforcer la contribution de l'agroécologie à la durabilité. Avec TAPE, l'évaluation commence par une évaluation socio-économique du système alimentaire, y compris les politiques publiques, les marchés, la technologie, ainsi que le contexte culturel et historique dans lequel il existe. Ensuite, une évaluation à l'échelle de l'exploitation des principes de l'agroécologie et des objectifs de développement durable est réalisée à l'aide d'indicateurs qualitatifs. La validation des résultats est ensuite effectuée de manière participative. Cette participation des agriculteurs intervient un peu tard dans le processus, comme le soulignent Namirembe *et al.* (2022). La méthode TAPE est la seule que nous ayons trouvée qui vise directement le rendement de l'agroécologie, mais étant relativement nouvelle, elle n'a pas été beaucoup utilisée dans la littérature scientifique. Nous n'avons donc pas pu observer un exemple de son application aux systèmes d'élevage. Dans leur article présentant la méthode TAPE, Mottet *et al.* (2020) la comparent à 11 autres méthodes d'évaluation intégrée de la durabilité dans l'agriculture. Nous passons en revue certaines d'entre elles, ainsi que d'autres, dans ce qui suit.

La méthode « Evaluation and simulation of agroecological systems » (ESSIMAGE) élaborée par Trabelsi *et al.* (2018) est une évaluation des systèmes agricoles à l'aide d'un cadre de durabilité. Les indicateurs utilisés sont regroupés dans les catégories environnementales, sociales et économiques afin d'obtenir une note finale sur 100, qui peut être utile pour comparer un échantillon d'exploitations. Cette méthode est une simple agrégation d'indicateurs, mais elle comprend une composante SIG, qui peut être très utile pour évaluer les éléments du paysage, la connectivité écologique, la pente et la proximité à l'échelle du système alimentaire. Trabelsi *et al.* (2018) ont comparé leurs résultats avec la méthode IDEA (indicateurs de durabilité des exploitations agricoles) et ont obtenu des résultats comparables. La méthode IDEA a été élaborée pour la première fois par Zahm *et al.* (2008), qui l'ont ensuite mise à jour jusqu'à la version 4 (Zahm *et al.*, 2019). Cette évaluation de la durabilité de l'exploitation utilise 53 indicateurs différents qui sont ensuite agrégés, tout comme la méthode ESSIMAGE décrite plus haut.

Il existe d'autres méthodes intégrées, dont la plupart ont en commun d'utiliser des indicateurs multiples et d'agréger les résultats (p. ex. FAO, 2014). Aucune de ces méthodes ne semble avoir produit de résultats significatifs permettant d'éclairer davantage le rendement agroécologique des systèmes d'élevage non traditionnels jusqu'à présent, par rapport aux autres méthodologies décrites dans les sections précédentes de cette étude. Dans le cadre d'une revue des méthodes d'évaluation de la durabilité pour l'agriculture, De Olde *et al.* (2016) soulignent que les experts ne sont pas du tout d'accord sur la pertinence des différentes méthodes disponibles. Barbier et Lopez Ridaura (2010) affirment que ces évaluations intégrées et multicritères ne sont pas adaptées à certains contextes, notamment lorsque les exploitations agricoles sont sur le point de subir des transformations radicales, qu'elles exercent des activités économiques non productives ou qu'elles sont intégrées à d'autres exploitations à l'échelle du paysage. Nous avons constaté des exceptions, mais notre examen le confirme. L'une de ces exceptions est la méthode de la « grange » (Ryschawy *et al.*, 2019), qui est conçue pour les systèmes d'élevage à l'échelle du paysage. Les auteurs l'ont utilisée pour évaluer les systèmes d'élevage d'une région au niveau du bassin versant et pour comparer différents modèles et stratégies de production. Cette méthode graphique permet d'inclure simplement les parties prenantes de manière participative et n'agrège pas les résultats en une note finale, de sorte que les répercussions négatives ne sont pas « cachées » derrière les services positifs fournis.

Une nouveauté dans la littérature récente sur l'élevage et les systèmes agroécologiques en général est l'arrivée des « jeux sérieux ». Issus, pour la plupart, d'équipes de recherche françaises, ils présentent un potentiel intéressant pour la participation des parties prenantes et des médias dans le débat sur les rôles appropriés de l'élevage dans le système alimentaire (Dernat *et al.*, 2023) et la transition agroécologique au sens large (Jouan *et al.*, 2021).

Dans des articles méthodologiques sur le choix des indicateurs pour l'évaluation de la durabilité en agriculture, Binder *et al.* (2010), Marchand *et al.* (2014) et Coteur *et al.* (2016) suggèrent tous d'envisager l'applicabilité des résultats à l'avance en faisant participer les agriculteurs dès les premières étapes du processus de recherche. La

pertinence ambiguë des évaluations multicritères de la durabilité des systèmes d'élevage suggère l'hypothèse que des questions de recherche plus précises et plus localisées peuvent conduire à des résultats plus intéressants.

Résilience

Dans l'éthique environnementale, la santé des écosystèmes est soit un moyen, soit une fin, mais un objectif majeur dans tous les paradigmes, qu'ils soient anthropocentriques (les besoins humains passent en premier) ou écocentriques (la santé des écosystèmes passe en premier). La résilience des écosystèmes, c'est-à-dire leur capacité à s'adapter aux perturbations et à conserver leur identité, est considérée comme l'une des trois dimensions de la santé des écosystèmes, avec la vigueur (productivité primaire et flux de nutriments) et l'organisation (diversité des espèces et abondance des communautés) (Costanza, 1992; Costanza et Mageau, 1999; Callicott, 2013). La résilience fait l'objet d'une littérature précise et de multiples définitions sont utilisées dans différents domaines scientifiques (Brand et Jax, 2007), dont les traits communs tournent autour de la flexibilité d'un système socio-écologique (Pickett *et al.*, 2004). Nous avons trouvé quelques articles portant sur la résilience dans un contexte agricole, et même plus particulièrement en ce qui concerne les exploitations d'élevage. Dans notre cas, l'accent n'est pas mis sur la résilience de la santé des écosystèmes en général, mais plutôt sur la résilience du système alimentaire, et accessoirement sur la résilience de la capacité des élevages non traditionnels à fonctionner face à des stress et à des perturbations à court ou long terme (Carpenter *et al.*, 2001; Cumming *et al.*, 2005; Ge *et al.*, 2016; Meuwissen *et al.*, 2019).

Dans un article utilisant la pensée résiliente pour évaluer la durabilité des exploitations agricoles, Darnhofer *et al.* (2010) ont décrit la nécessité de passer d'une mentalité de production, d'efficacité et de réduction des répercussions à une mentalité d'apprentissage et d'adaptabilité. Les problèmes liés à la mesure de ces capacités intangibles à un moment donné dans des exploitations individuelles sont comparables au fait de viser une cible en mouvement. Cela explique la grande variété de cadres d'évaluation de la résilience qui ont vu le jour dans la littérature au cours de la dernière décennie. Darnhofer *et al.* (2010) suggèrent de surmonter ces problèmes en évaluant la mentalité d'une exploitation et, surtout, d'un agriculteur, et son adaptation au contexte économique et aux politiques publiques en fonction du lieu, plutôt que de procéder à une évaluation instantanée à l'aide d'indicateurs fixes. L'idée serait donc d'évaluer si l'agriculteur est dans une direction générale qui favorise la résilience, et pas nécessairement d'évaluer sa capacité à s'adapter à une perturbation donnée. Cette idée d'évaluation de la résilience fondée sur le comportement est l'une des rares « familles » de réflexion sur la résilience agricole que nous ayons trouvées dans la littérature. À cet égard, Cabell et Oelofse (2012) ont recensé 13 indicateurs de résilience fondés sur le comportement et adaptés aux écosystèmes agricoles. Il s'agit notamment des réseaux et des relations des agriculteurs, de leur capacité à s'organiser, de la diversité des sources d'intrants et des débouchés commerciaux, de la redondance, de l'hétérogénéité des terres et de l'adaptation écologique, etc. Mis en parallèle avec les principes de l'agroécologie, ces indicateurs

présentent des similitudes frappantes, ce qui suggère que la résilience et l'agroécologie sont des mots-clés apparentés.

Les autres auteurs qui ont écrit par la suite sur la résilience des exploitations agricoles utilisent des approches différentes, principalement fondées sur l'échelle à laquelle la résilience est évaluée et la nature qualitative ou quantitative des indicateurs qu'ils utilisent. Les évaluations incluant des aspects du système alimentaire tels que les politiques comportent généralement des indicateurs à l'échelle de l'exploitation agricole (Tendall *et al.*, 2015; Rööß *et al.*, 2021). Dans une revue des articles évaluant la résilience des exploitations agricoles à l'aide d'indicateurs quantitatifs, Dardonville *et al.* (2021) ont constaté que le rendement, l'autosuffisance en fourrage et le rendement économique net étaient les principaux indicateurs utilisés pour évaluer la résilience face à des perturbations, ce qui masque la multifonctionnalité de l'agriculture. Certains articles, bien que peu nombreux, ont utilisé l'indépendance vis-à-vis des subventions et la satisfaction des agriculteurs comme indicateurs. Nous constatons que ces indicateurs sont parfois utilisés dans les évaluations de la durabilité (Zahm *et al.*, 2019), ce qui met en évidence la frontière floue entre les deux concepts généraux de résilience et de durabilité.

À la suite d'un examen de la recherche sur la résilience des écosystèmes agricoles, Peterson *et al.* (2018) séparent conceptuellement les mécanismes de régulation interne (préemptifs) et externe (réactifs). Les mécanismes de régulation interne reposent sur des rétroactions régulatrices au sein du système (p. ex. la santé des sols), tandis que les mécanismes de régulation externe reposent sur des intrants (p. ex. l'irrigation). La réalité actuelle dans les pays industrialisés est telle qu'une majorité d'écosystèmes agricoles sont orientés vers la production intensive et dépendent d'une régulation externe par l'entremise d'intrants. Les auteurs proposent donc une série d'indicateurs quantitatifs, biophysiques, à l'échelle du champ portant sur la résistance des cultures gérées de manière intensive à la perte de fertilité, à la sécheresse, à la chaleur et à l'apparition d'organismes nuisibles ou de pathogènes, en se concentrant principalement sur le rendement (p. ex. la réponse au stress des plantes, la composition de la communauté d'insectes, la capacité de rétention d'eau du sol ou la matière organique). Ces indicateurs sont limités aux cultures agricoles et ne sont donc pas particulièrement utiles pour les systèmes d'élevage. Cependant, leur distinction entre les mécanismes de régulation interne et externe – et l'importance de s'appuyer autant que possible sur les premiers – est valable pour les systèmes d'élevage et suggère des pratiques liées à la diversification, à la redondance et à l'autonomie.

Meuwissen *et al.* (2019) ont construit un cadre complet utilisant des indicateurs à la fois qualitatifs et quantitatifs. La question de base (résilience de quoi?) sert à définir le champ d'application du système étudié. Meuwissen *et al.* (2019) suggèrent d'utiliser un produit dans une zone donnée. La deuxième question (résilience à quoi?) cerne les défis éventuels. Les auteurs énumèrent une série de défis classés en fonction d'événements ponctuels ou de stress à long terme (p. ex. phénomènes météorologiques extrêmes, érosion des sols) d'une part, et environnementaux, économiques, sociaux et institutionnels (p. ex. décès d'un agriculteur, gestion de l'offre, etc.) d'autre part. Darnhofer *et al.* (2010) ont classé les perturbations selon l'échelle temporelle et l'échelle

spatiale (à l'échelle de l'exploitation agricole, de la région ou de la planète). La troisième question (résilience à quelle fin?) concerne la production de biens privés et publics, y compris la fourniture de denrées alimentaires, mais aussi les services écosystémiques et d'autres fonctions généralement externalisées de l'agriculture. La quatrième question (quelles capacités de résilience?) porte sur les questions de robustesse, d'adaptabilité et de transformabilité (Holling *et al.*, 2002). Ces capacités de résilience peuvent prendre différentes formes et il a été constaté qu'elles étaient fortement influencées par le capital social des agriculteurs (Sljiper *et al.*, 2022). La cinquième question (qu'est-ce qui renforce la résilience?) évalue les attributs de la résilience définis par la Resilience Alliance (2010) : la diversité, l'ouverture, l'étroitesse des rétroactions, les réserves du système et la modularité. Rööös *et al.* (2021) ont utilisé ce cadre pour évaluer l'évolution d'une exploitation agricole suédoise vers une durabilité accrue sur une période de cinq ans. Nous avons résumé leur méthodologie et le cadre de Meuwissen dans le tableau ci-dessous.

**Tableau 2 : Cadre d'évaluation de la résilience des systèmes agricoles
(tiré de Meuwissen *et al.*, 2019, et de Rööös *et al.*, 2021)**

| Meuwissen <i>et al.</i>, 2021 | | | Rööös <i>et al.</i>, 2021 |
|---------------------------------------|--------------------------------|--|---|
| Question | Élément | Exemple | Indicateur |
| Résilience de quoi? | Système de production agricole | Exploitations agricoles, autres acteurs, localité | Production alimentaire, revenu agricole, identité de l'agriculteur en tant que gardien de la planète (qualitatif) |
| Résilience à quoi? | Défis | Environnementaux, économiques, sociaux, institutionnels | Conditions météorologiques extrêmes ou organismes nuisibles, changements dans les marchés, perte de capacité à agir en tant que gardien |
| Résilience à quelle fin? | Fonctions | Biens privés et publics | Rendement (par culture), nombre de personnes nourries, revenu (par hectare) |
| Quelles capacités de résilience? | Capacités de résilience | Robustesse, adaptabilité, transformabilité | S.O. |
| Qu'est-ce qui renforce la résilience? | Attributs de la résilience | Diversité, ouverture, étroitesse des rétroactions, réserves du système, modularité | Diversité : sources de revenus (produits, services, subventions) et types d'acheteurs et proportion du total pour chacun d'entre eux Connectivité : relations et acteurs d'importance financière et identitaire Gouvernance : évaluation qualitative de la participation des agriculteurs |

Rööös *et al.* (2021) ont constaté que la résilience était positivement influencée par une plus grande diversité de sources de revenus et de débouchés commerciaux, ainsi que par la prestation de services (p. ex. l'organisation de conférences) et les subventions agricoles.

Outre l'évaluation de la résilience, ils ont également quantifié la contribution de l'exploitation agricole à la sécurité alimentaire, mesurée par l'évolution du nombre de personnes nourries par hectare (énergie, protéines totales et protéines complètes), qui a fortement augmenté au cours de la période de cinq ans en raison du passage de la culture de céréales destinées à l'alimentation animale à celle de l'avoine destinée à la consommation humaine. Ils ont également quantifié l'incidence de l'exploitation sur les changements climatiques, en poids d'équivalent CO₂ par kilocalorie produite. Cette incidence a également diminué régulièrement au fur et à mesure que l'exploitation s'est orientée vers la culture de produits propres à la consommation humaine. Cette évaluation exhaustive d'une seule exploitation a permis une analyse quantitative et qualitative plus approfondie que ne l'aurait fait une évaluation portant sur plusieurs exploitations.

De nombreuses autres études évaluent les exploitations d'élevage avec un vocabulaire axé sur la résilience. Puech et Stark (2023) ont utilisé l'ARE avec des flux azotés et ont exprimé l'équilibre des flux de différents systèmes et les résultats de la capacité de réserve en tant que résilience sur une échelle de 0 (voies d'écoulement efficaces) à 1 (activités complètement redondantes et résilientes). Ils ont constaté que la diversification de la production d'une ferme laitière vers un système intégré de culture et d'élevage multi-espèces n'augmente pas la résilience quantitative lorsqu'elle est mesurée de ce point de vue. Ils suggèrent de concentrer la recherche sur les compromis entre la productivité, l'efficacité et la résilience.

Zira *et al.* (2023) ont expliqué la résilience comme la sensibilité aux fluctuations du marché, des subventions et des taux d'intérêt sur le taux de rendement interne des systèmes agricoles étudiés. Les exploitations ayant recours à des pratiques non traditionnelles (races patrimoniales pour les produits laitiers et pâturages semi-naturels extensifs pour les produits bovins) ont mieux résisté aux augmentations des prix des aliments pour animaux, de l'énergie, des terres et des taux d'intérêt, mais moins bien à la réduction des subventions et à la baisse du prix de la viande. Ryschawy *et al.* (2012) ont également évalué la sensibilité économique, cette fois de la marge brute aux fluctuations des prix des intrants et des produits vendus. Ils ont constaté que les exploitations bovines s'en sortaient mieux que les exploitations laitières, agricoles et mixtes à cet égard, sauf en ce qui concerne la sensibilité aux fluctuations des prix de la viande.

En ce qui concerne les systèmes d'élevage non traditionnels, la dépendance à l'égard du « complexe agro-industriel » est un paramètre intéressant à mesurer, car il permet de quantifier le caractère non traditionnel du système. En effet, de nombreuses exploitations non traditionnelles dépendent pour leur existence de certains éléments de la chaîne alimentaire industrielle, qu'il s'agisse de l'approvisionnement en porcelets sevrés ou en poussins, de l'alimentation en céréales, de la fenaison à façon ou de l'épandage par des voisins disposant de machines plus efficaces, etc. On peut même s'interroger sur la capacité des agriculteurs non traditionnels à faire abattre et dépecer leurs animaux en dehors des abattoirs dont la rentabilité provient essentiellement des grands élevages spécialisés. Van der Ploeg *et al.* (2019) soulignent que de nombreux agriculteurs européens tentent de réduire leur dépendance vis-à-vis du « complexe agro-industriel » en

réduisant les intrants et en augmentant l'efficacité des ressources disponibles sur l'exploitation, sans en expliquer les effets sur le résultat économique des exploitations.

Étant donné que la réflexion sur la résilience vise, en théorie, à évaluer les processus et l'orientation générale des systèmes agricoles, Jones et Tanner (2017) suggèrent d'ajouter la résilience « subjective » – en l'occurrence, l'interprétation par l'agriculteur de sa propre résilience – en tant qu'indicateur d'évaluation. Nous n'avons pas trouvé d'indicateur de ce type dans les études examinées, mais cela semble intéressant dans la mesure où les actions des agriculteurs sont également fondées sur leurs sentiments et leurs interprétations des événements, et pas nécessairement sur des données quantitatives.

Scénarios prospectifs et politiques publiques

Lors de l'élaboration d'une politique, il est essentiel de pouvoir en prévoir les effets dans une certaine mesure. Dans une étude prospective sur le rôle du bétail dans le système alimentaire mondial, Garnett (2015) a recensé quatre scénarios, chacun se situant sur l'axe de l'inclusion ou de l'exclusion de la viande et sur l'axe du comportement ou de la technologie. Presque poétique, son récit souligne l'importance de notre imagination, de nos craintes et de nos espoirs quant au rôle de la technologie et à la mutabilité des désirs humains, « et la mesure dans laquelle nous pouvons ou devons façonner l'environnement pour qu'il réponde à nos besoins ou adapter la société pour qu'elle s'inscrive dans les limites offertes par la nature » [TRADUCTION] (p. 25). Cela revient essentiellement à choisir une position sur le continuum écocentrique ou anthropocentrique (Callicott, 2013).

Dans un article analogue à celui de Garnett (2015), Dumont *et al.* (2018) comparent deux camps idéologiques dans le débat sur l'évolution possible des systèmes d'élevage à l'avenir. Le camp de l'« intensification durable » fonde son point de vue sur l'augmentation inévitable de la consommation de protéines animales et souhaite accroître la production sur les terres agricoles existantes avec l'aide de la technologie, en minimisant idéalement l'empreinte environnementale. En ce sens, l'ACV est une méthodologie dominante qui s'inscrit parfaitement dans un paradigme d'intensification durable. Elle permettra d'éclairer les décisions relatives à l'utilisation des terres et aux émissions de gaz à effet de serre en partant du principe que l'objectif est de produire autant de viande que possible avec le moins d'incidence possible. Le principal point négligé de ce paradigme est la justice sociale, en particulier en ce qui concerne l'allocation des ressources au sein des générations et entre elles. Le camp de l'agroécologie, quant à lui, est ouvert à une diminution de la demande en produits animaux et accorde de l'importance à la diversité fonctionnelle. Cela correspond au scénario de Garnett, selon lequel les humains choisissent de s'adapter aux ressources disponibles, et non l'inverse. En ce qui concerne l'agroécologie, les enjeux liés aux systèmes d'élevage sont la nécessité d'augmenter le rendement des zones gérées de manière intensive tout en diminuant les intrants, en réduisant les émissions, en améliorant la diversité au sein des systèmes de production animale pour renforcer leur résilience et en préservant la biodiversité (Dumont *et al.*, 2013). Comme le suggèrent Sijpestijn *et al.* (2022), ces deux points de vue se rejoignent sur le rôle des animaux dans

l'approvisionnement en protéines dans un avenir durable. Ils suggèrent que le bétail est utile pour recycler les aliments que les humains ne peuvent ou ne veulent pas manger, mais qu'aucune culture comestible pour l'humain ne devrait être donnée aux animaux. La solution proposée est conforme à la plupart des modèles de scénarios prospectifs, mais suppose un changement de paradigme par rapport au modèle dominant d'« intensification durable ».

Dans un article d'opinion énumérant les leviers possibles pour réduire la concurrence entre l'alimentation animale et l'alimentation humaine pour l'utilisation des terres, qui est l'un des principaux problèmes auxquels la production animale est confrontée, Barbieri *et al.* (2022) suggèrent de mettre en œuvre des stratégies visant à réduire la production animale, et donc la consommation, en augmentant la proportion de ruminants par rapport aux monogastriques, et de maximiser l'utilisation des sous-produits de l'industrie alimentaire et de valoriser les déchets alimentaires, parmi d'autres. Sans proposer de voies politiques explicites pour parvenir à ces fins, ces suggestions sont cohérentes avec certains des scénarios prospectifs que nous avons trouvés.

Dans une étude prospective de quatre scénarios d'utilisation des terres à l'échelle de l'UE (utilisation de base, cultures fourragères, cultures oléagineuses et cultures vivrières), Karlsson *et al.* (2022) ont constaté que plus des trois quarts de la production de graisses et de protéines animales de l'UE pourraient être maintenues sans importations de soja, ce qui réduirait considérablement la pression exercée sur les terres cultivées dans les régions sujettes à la déforestation telles que le Brésil. L'arrêt complet des importations de soja nécessiterait donc un changement de régime alimentaire, c'est-à-dire le remplacement du porc et de la volaille par des légumineuses (la consommation de viande de ruminants, de lait et d'œufs par habitant ne diminuerait que légèrement), ainsi que des changements dans les politiques publiques tout au long du système alimentaire. La nécessité de remplacer au moins une partie des protéines animales par des protéines de légumineuses peut être considérée comme un consensus (Cusworth *et al.*, 2021).

À la demande de deux maires, d'un agent de vulgarisation agricole et d'un groupe de 15 agriculteurs, Ryschawy *et al.* (2014) ont étudié des scénarios prospectifs fondés sur deux stratégies de gestion agricole, mais aussi sur différentes solutions de rechange pour les politiques publiques et l'organisation du marché. Les trois scénarios institutionnels créés sont le scénario de base, c'est-à-dire le maintien des politiques actuelles, le scénario de la « mondialisation », dans lequel une taxe par kilogramme de viande de carcasse produite serait instaurée, et le scénario de la « glocalisation », dans lequel la politique agricole commune (PAC) européenne intégrerait des primes à la surface pour la mise en œuvre de certaines pratiques agroécologiques. L'équipe de recherche a constaté que l'imposition d'une taxe sur le carbone de la viande aurait des effets néfastes sur la présence des systèmes intégrés de culture et d'élevage, tandis que les mesures incitatives axées sur le cycle des nutriments de la PAC avaient des effets positifs sur les systèmes intégrés de culture et d'élevage en tant qu'option commerciale viable.

Cherchant également des données allant au-delà des indicateurs génériques tels que les émissions d'équivalent CO₂ par unité de viande produite pour soutenir les politiques,

Dumont *et al.* (2019) ont cerné les traits communs des articles utilisant des scénarios prospectifs pour étudier les trajectoires plausibles d'évolution des systèmes d'élevage. La plupart des scénarios sont élaborés de manière participative et tiennent compte des changements dans la production, de leur incidence sur l'environnement et l'utilisation des sols, de la croissance ou du déclin de la population et de la structure des échanges de bétail et d'aliments pour animaux. Un scénario très répandu est celui d'une réduction de la consommation de protéines animales (Hedenus *et al.*, 2014; Rööös *et al.*, 2016; Aleksandrowicz *et al.*, 2016; Van Kernebeek *et al.*, 2016; Solagro, 2014). En général, l'utilisation des terres et les émissions de GES sont proportionnelles à la réduction de la consommation de protéines animales (Aleksandrowicz *et al.*, 2016). En effet, l'utilisation de coproduits issus de l'alimentation humaine et de fourrages provenant de prairies pour nourrir le bétail – principalement pour le lait, avec jusqu'à 12 % de protéines d'origine animale – réduit les besoins en terres par rapport à un régime sans bétail (Van Kernebeek *et al.*, 2016). En deçà de cette production animale, les produits comestibles pour l'humain risquent d'être gaspillés. En mettant à l'essai différentes voies pour réduire la consommation de protéines de 20 %, Rööös *et al.* (2016) ont constaté que le recours aux pâturages semi-naturels et aux sous-produits de l'alimentation humaine est une voie prometteuse, mais pas suffisante pour éviter de dépasser les seuils biophysiques de la Terre publiés par Rockström *et al.* (2009). Ces scénarios ont réduit la quantité d'emplois agricoles en Suède. Pour la France, une étude de Solagro (2014) a montré qu'une réduction de moitié de la production animale à l'échelle nationale nécessiterait une réduction de 25 % de la consommation totale de protéines, dont seulement 25 % proviendraient de sources animales. Ils ont modélisé qu'une réduction des mesures incitatives gouvernementales pour les équipements et les intrants réduirait le nombre d'emplois dans le secteur agro-industriel, mais que cette perte serait plus que compensée par la création d'emplois dans les exploitations agricoles. En conclusion, les stratégies les plus prometteuses pour intégrer l'élevage à la suite des enseignements apportés par les scénarios prospectifs concernent la réduction des intrants, l'utilisation des cultures des terres arables pour nourrir le bétail, les déchets alimentaires et la consommation de viande (Hedenus *et al.*, 2014; Rööös *et al.*, 2016; van Zanten *et al.*, 2016; Muller *et al.*, 2017).

La mise en œuvre de ces stratégies dans les exploitations agricoles dépend essentiellement, pour l'instant, de la volonté de payer des consommateurs. Les politiques sont encore largement orientées vers la fourniture de produits carnés bon marché, du moins sans beaucoup de restrictions réglementaires sur les grandes exploitations d'engraissement d'animaux confinés à base de céréales. Quelques exceptions subsistent. Du côté des restrictions, les Pays-Bas ont récemment limité les émissions d'azote dans les zones désignées comme vulnérables. À l'heure où nous écrivons ces lignes (mai 2023), le gouvernement prévoit de racheter pour plus de 1,5 milliard d'euros de propriétés agricoles. En ce qui concerne les subventions, elles comprennent des paiements pour les services écosystémiques dans plusieurs pays industrialisés (von Greyerz *et al.*, 2023; Kolinjivadi *et al.*, 2020), mais elles ont généralement trait à une mesure précise, les agriculteurs y participant s'ils le jugent opportun (Dumont *et al.*, 2019; Kolinjivadi *et al.*, 2019). En outre, ces paiements doivent faire l'objet d'un suivi attentif au fur et à mesure que des éléments probants sont recueillis quant à leur efficacité et à l'évaluation des

compromis entre les différents SE. Par exemple, alors que le pâturage intensif des prairies est considéré comme une utilisation optimale des pâturages, il est en fait considéré par les experts des politiques européens comme préjudiciable à la biodiversité et à la santé des sols en raison de la forte charge minérale, du compactage et du surpâturage général, en particulier dans les environnements arides (Pe'er *et al.*, 2022; Faria et Morales, 2021).

En étant très efficaces grâce aux économies d'échelle, à la mécanisation et à l'artificialisation des conditions de vie des animaux, les systèmes d'élevage industriels contribuent à maintenir les prix de la viande à un niveau bas. Ce faible prix n'incite pas à réduire la consommation de viande dans les pays industrialisés. L'acceptabilité politique de la promotion des pratiques actuellement en vigueur dans les systèmes non traditionnels de l'industrie du bétail pourrait être renforcée par la mise en évidence des aspects positifs de ces pratiques, notamment en ce qui concerne le bien-être animal (Clark *et al.*, 2017). Les principes de l'agroécologie pourraient fournir un bon cadre pour la communication de ces aspects positifs. L'inverse pourrait être vrai pour restreindre les systèmes d'élevage industriels à base de céréales (Solagro, 2014). Un autre moyen possible de justifier ou d'illustrer la pertinence d'une augmentation du prix de la viande serait d'utiliser une unité fonctionnelle de valeur économique dans l'ACV, comme le suggèrent van der Werf et Salou (2015). Les produits de meilleure qualité ont tendance à coûter plus cher, car cette qualité peut résulter de l'internalisation des externalités, ce qui réduit l'empreinte carbone par unité de valeur du produit. Les chercheurs illustrent la pertinence de ce choix d'unité fonctionnelle par le fait que les consommateurs qui choisissent un produit à faible empreinte carbone par unité de masse ont tendance à dépenser moins pour l'alimentation, ce qui leur laisse plus de revenus à dépenser pour des articles non alimentaires, compensant ainsi la réduction de l'empreinte carbone de l'alimentation. Bien qu'hypothétique, cette suggestion pourrait intéresser les décideurs politiques curieux de connaître d'autres points de référence (par hectare, par dollar de produit à la sortie de l'exploitation, etc.) pouvant servir à évaluer les empreintes carbone.

Un point important à prendre en compte lors de l'évaluation ou de la conception d'une politique avec des systèmes d'élevage non traditionnels est que ces systèmes ne s'intègrent généralement pas dans les cadres politiques, qui sont encore principalement conçus pour des opérations spécialisées (Dumont *et al.*, 2023; Mundler et Ubertino, 2022). Une solution possible consisterait à fonder les subventions sur d'autres critères, tels que les résultats plutôt que sur l'action ou la prescription (O'Rourke et Finn, 2020; Pe'er *et al.*, 2022).

Résultats : des systèmes d'élevage bien quantifiés mais moins bien qualifiés

Dans un examen de 215 modèles européens évaluant la durabilité des systèmes de production animale à différentes échelles, van der Linden *et al.* (2020) ont constaté que les lacunes les plus importantes sur le plan des connaissances sur la durabilité se situaient au niveau social et pour les espèces monogastriques en termes de types de bétail. Cette

constatation a été quelque peu corroborée par notre étude, car les principes socio-économiques de l'agroécologie ont été beaucoup moins abordés dans la littérature sur les systèmes d'élevage non traditionnels. En outre, nous avons trouvé beaucoup plus d'articles étudiant des systèmes bovins (viande et produits laitiers) que des systèmes porcins ou avicoles.

Les évaluations propres à l'agroécologie sont assez rares, et c'est pourquoi nous avons choisi d'inclure dans notre étude des évaluations de la durabilité, de la résilience et des services écosystémiques, entre autres. Chaque « famille » de méthodes permet d'évaluer un ou plusieurs principes de l'agroécologie.

Le tableau suivant passe en revue les différentes « familles » de méthodes trouvées dans la littérature pour évaluer les systèmes agricoles du point de vue de leurs répercussions, des services qu'ils fournissent, de leurs contributions aux principes agroécologiques et des exemples d'applications à des systèmes d'élevage non traditionnels.

Tableau 2 : Méthodes utilisées pour évaluer les répercussions, les services et les principes agroécologiques des systèmes non traditionnels de production animale

| Principe de l'agroécologie | | Analyse du cycle de vie | Biodiversité et services écosystémiques | Flux de nutriments et intégration de la culture et de l'élevage | Évaluations socio-économiques | Méthodes intégrées | Résilience | Scénarios prospectifs |
|------------------------------------|--|-------------------------|---|---|-------------------------------|--------------------|------------|-----------------------|
| <i>Principes écologiques</i> | | | | | | | | |
| 1 | Recyclage des ressources | x | x | x | | x | | |
| 2 | Efficacité et réduction des intrants | x | | x | | x | | |
| 3 | Santé des sols et des animaux | | x | | | x | x | |
| 4 | Synergies | x | | x | | x | x | |
| 5 | Biodiversité | x | x | x | | x | x | |
| <i>Principes socio-économiques</i> | | | | | | | | |
| 6 | Diversification de l'économie et des connaissances | | | x | x | x | x | |
| 7 | Intégration et connectivité locales et culturelles | | | x | x | x | | |

| | | | | | | | | |
|----|--|--|--|--|---|---|---|--|
| 8 | Autonomie par rapport aux marchés et aux politiques | | | | x | x | x | |
| 9 | Moyens de subsistance équitables pour les acteurs du système alimentaire | | | | | | | |
| 10 | Gouvernance responsable et participation | | | | | | | |

La première conclusion que nous tirons de cette étude est que les principes écologiques de l'agroécologie sont relativement bien documentés dans la littérature actuelle sur la durabilité des systèmes d'élevage. Une autre conclusion méthodologique que nous pouvons tirer à la lumière de cette étude est qu'il n'est pas nécessaire d'élaborer une nouvelle méthode d'évaluation déductive, prête à l'emploi et intégrée du rendement agroécologique, de la durabilité ou de la résilience. Il semble que ce que l'on gagne en étendue soit rapidement perdu en profondeur, et que toutes les familles de cadres finissent par cerner des problèmes similaires, mais par des moyens différents. En outre, l'agroécologie étant davantage un processus qu'un état, il est plus difficile de « photographier » le rendement d'une exploitation agricole ou d'un système alimentaire à un moment donné et de l'adapter à un cadre d'évaluation. Il semble plus pertinent de cerner un aspect de l'agroécologie, une question de durabilité ou de résilience, voire un scénario de politique publique, et de l'évaluer au regard d'indicateurs pertinents sur le plan géographique et culturel.

Les recherches sur les principes socio-économiques de l'agroécologie sont rares. Les principes écologiques bénéficient d'un vaste corpus de littérature comprenant des données quantitatives soutenant un large éventail de résultats. Les principes socio-économiques sont abordés, mais le nombre de publications se concentrant uniquement sur ces principes est faible. Le principe des « moyens de subsistance équitables pour les acteurs du système alimentaire », qu'il soit évalué par l'entremise des revenus des agriculteurs ou d'autres acteurs de la chaîne alimentaire, n'est pas systématiquement comparé à celui d'autres secteurs économiques, ce qui permettrait d'évaluer l'« équité » des moyens de subsistance en termes monétaires. La satisfaction au travail est l'une des mesures disponibles, mais sa nature subjective amène le lecteur à s'interroger sur sa comparabilité. De plus, comme les systèmes agricoles non traditionnels et l'agroécologie comportent généralement des limitations économiques fondées sur la disponibilité des ressources et la minimisation des externalités négatives, comparer leur rendement économique à celui des secteurs économiques extractifs ou spéculatifs peut s'apparenter à comparer des pommes et des oranges.

La « gouvernance responsable et la participation » ne constituent pas un sujet d'intérêt majeur dans la littérature agricole, à l'exception d'un ensemble d'ouvrages axés sur les dimensions sociétales et politico-économiques des questions rurales, comme la décroissance et les études agraires critiques. La décroissance, en tant que force idéologique opposée au capitalisme, incarne généralement les principes socio-économiques de l'agroécologie. En outre, la décroissance partage la nature multidimensionnelle de l'agroécologie, car toutes deux sont à la fois une science, une pratique et un mouvement social (Gerber, 2020). Boillat *et al.* (2012) suggèrent que Cuba pourrait être la plus grande expérience d'agroécologie à l'échelle d'un pays, car son régime restreint l'accumulation de capital privé et de moyens de production – bien qu'avec un manque important de démocratie – et l'île est assez isolée économiquement. Il en résulte une production limitée par les ressources naturelles disponibles sur l'île, d'une part, et par le marché de la consommation locale, d'autre part, ce qui se traduit par une décroissance ou une non-croissance gérée par l'État. Flachs (2022) affirme que les efforts visant à maintenir les agriculteurs en place avec une autonomie locale, en opposition à l'agriculture de produits de base, constituent une solution agroécologique fondée sur la décroissance. Les études agraires critiques sont étroitement liées à l'agroécologie et à la décroissance (Edelman et Wolford, 2017; Akram Lodhi *et al.*, 2021), mais les premières ont évolué avec une certaine influence marxiste, ce qui les ancre dans le vocabulaire de la productivité et de la monnaie (Gerber, 2020). Cette littérature est toutefois généraliste dans la mesure où les questions relatives à l'agriculture et à la ruralité ne sont pas réparties dans les différentes filières de production. Les systèmes d'élevage non traditionnels ne constituent donc pas un objet d'étude typique puisque l'échelle d'application de ce type de principe est le système alimentaire. Il s'agit là d'une constatation intéressante en soi : l'agroécologie ne peut être comprise dans son intégralité si l'on ne se concentre que sur une partie d'un système alimentaire donné.

Une autre conclusion est qu'il existe un consensus sur certains aspects des systèmes d'élevage. Il s'agit notamment des impacts environnementaux importants des ruminants, en raison de leur système digestif, et des monogastriques, en raison des grandes quantités de cultures nécessaires pour les nourrir et de la gestion de leur fumier. L'optimisation de la production animale en ce qui concerne ses impacts environnementaux semble être une solution trop tardive, et une réduction considérable des protéines animales semble être un objectif plus approprié. Pour y parvenir, la littérature fondée sur la modélisation de scénarios prospectifs indique une réduction de la production de ruminants sur les terres impropres à la production d'aliments comestibles pour l'humain et de monogastriques sur les ressources disponibles qui sont optimales pour leur alimentation, à savoir les déchets alimentaires humains et les sous-produits agricoles.

Des controverses subsistent dans la littérature scientifique, mais elles semblent se limiter aux impacts environnementaux quantifiables, les études présentant des résultats contradictoires fondés sur des hypothèses, des données, des méthodes et des visions du monde différentes. Les systèmes d'élevage non traditionnels ne sont pas efficaces du point de vue de l'écologie industrielle (ACV), qui vise une offre toujours croissante avec moins de répercussions par unité. Ils semblent toutefois prometteurs du point de vue du système alimentaire, car les scénarios prospectifs fondés sur des régimes alimentaires

adaptés à la disponibilité des ressources prévoient une évolution inévitable dans laquelle certaines pratiques non traditionnelles actuelles deviendront la norme à l'avenir.

Perspectives en matière de recherche et de politiques

Lacunes et priorités de recherche

Depuis l'avènement de la méthodologie de l'analyse du cycle de vie (ACV), il semble que l'on ait atteint un point de saturation en ce qui concerne les incidences négatives de la production animale sur l'environnement. Van Zanten *et al.* (2018) et Garnett (2015) suggèrent de se concentrer sur la disponibilité des ressources plutôt que sur la demande ou les impacts environnementaux de la production animale.

Si l'on adapte la production animale aux terres disponibles, une part importante (12 à 30 %) des protéines de l'alimentation humaine proviendrait de sources animales (Van Kernebeek *et al.*, 2016; Van Zanten *et al.*, 2018). Dans les scénarios prospectifs agroécologiques, la production de cultures destinées à l'alimentation des animaux serait nulle, comme le suggère une étude de Sijpestijn *et al.* (2022). La proportion de protéines animales dans le régime alimentaire humain dépendrait de la disponibilité locale des restes de terres arables et de l'herbe provenant de terres non propices aux cultures, également appelés « aliments pour animaux à faible coût d'opportunité » ou « restes écologiques » (Van Zanten *et al.*, 2018; Karlsson *et al.*, 2022; Garnett *et al.*, 2015; Rööb *et al.*, 2016, 2017a, b; Schader *et al.*, 2015; Dumont *et al.*, 2014). En excluant de l'équation ces interconnexions systémiques de la concurrence entre les aliments pour animaux et les aliments pour humains, ainsi que le recyclage des déchets ou des sous-produits, on favorise un régime strictement végétalien, car les cultures destinées à la consommation animale sont beaucoup moins efficaces que celles destinées à la consommation humaine en ce qui concerne la disponibilité des ressources et les impacts environnementaux par unité de valeur nutritionnelle (Aleksandrowicz *et al.*, 2016; Hallström *et al.*, 2015). Cette évolution de l'alimentation humaine vers une plus grande proportion de protéines d'origine végétale soulève la question de la modification des connaissances en matière de culture de légumineuses qui sera nécessaire dans les régions qui se consacrent actuellement à la production de maïs et de soja pour la consommation animale, ainsi que des problèmes de fertilisation causés par une réduction drastique de la disponibilité du fumier (Cusworth *et al.*, 2021).

Cela dit, les prairies non cultivables restent un paramètre clé de l'utilisation des terres à évaluer, mais aucune documentation importante n'a été trouvée à ce sujet. La FAO compile des données relatives à l'utilisation des terres à l'échelon national, y compris sur les prairies et pâturages permanents à croissance naturelle, mais il s'avère qu'il s'agit essentiellement de données imputées et non de données officielles (FAOSTAT, 2020). Les définitions des terres marginales supposent généralement des caractéristiques agronomiques médiocres et un faible potentiel de logement (OCDE, 2001), ainsi que des problèmes de pénurie d'eau (Ahmadzai *et al.*, 2022). L'utilisation de terres marginales

pour la production alimentaire, y compris pour l'élevage, est une piste intéressante à explorer.

Les données sur l'utilisation des terres et les données physiques localisées peuvent servir à évaluer ce potentiel d'élevage. Différentes options peuvent être envisagées pour l'élaboration d'indicateurs localisés pour la qualification du potentiel des terres agricoles pour la culture sur la base de combinaisons de type de sol, de pente, de climat, de proximité d'un centre urbain, de propension écologique pour les prairies semi-naturelles, etc. Cette qualification semble être une grande priorité pour les décideurs politiques intéressés par l'aménagement du territoire (Fetzel *et al.*, 2017). La localisation et le dimensionnement de cette base foncière limitée seraient cruciaux pour aborder le compromis entre les changements climatiques et les répercussions de la production animale sur l'utilisation des terres, ainsi que pour dimensionner la proportion appropriée des monogastriques par rapport aux ruminants dans une zone donnée en déterminant où les animaux de pâturage constituent la meilleure option d'utilisation des terres (Garnett *et al.*, 2017).

Les restes de cultures ou les co-produits ont beaucoup moins de potentiel pour nourrir les monogastriques que les déchets alimentaires des humains (Smil, 2014; Van Kernebeek *et al.*, 2016), mais cette pratique est interdite dans la plupart des pays industrialisés en raison des inquiétudes liées à l'encéphalopathie spongiforme bovine (Van Zanten *et al.*, 2016, 2018). Le traitement thermique de ces déchets a été jugé sûr par Zu Ermgassen *et al.* (2016), qui ont également constaté qu'environ un tiers des déchets alimentaires d'origine humaine était donné aux porcs au Japon. Dou *et al.* (2018) ont même constaté que le traitement par voie humide des déchets alimentaires destinés à l'alimentation animale présentait le meilleur rapport coûts/bénéfices (2,6) parmi huit options de gestion différentes, dont le compostage (4,9), la digestion anaérobie (10,2), l'incinération (5,1) et la mise en décharge (40,4). Dans le contexte propre au Canada, Ominski *et al.* (2021) ont constaté que les principaux défis liés à l'utilisation des déchets alimentaires comme aliments pour animaux comprennent la réglementation et les restrictions en matière de sécurité, ainsi que les problèmes logistiques liés à la collecte, au transport et à la manutention. Ils soulignent l'importance de mesures incitatives stratégiques et de règlements pour que les grands acteurs de la chaîne alimentaire intègrent ces pratiques.

La littérature est rare sur un sujet qui mérite une telle attention. Tout comme la qualification du potentiel des terres pour la culture ou le pâturage des ruminants, la documentation de la disponibilité, à l'échelon du système alimentaire, des déchets et des sous-produits alimentaires pour les monogastriques informerait grandement les décideurs politiques quant à l'adéquation locale de certaines exploitations d'élevage. En outre, la recherche sur la collaboration nécessaire entre les acteurs du système alimentaire, à savoir les transformateurs et les détaillants alimentaires – producteurs de déchets et de sous-produits – et les éleveurs de bétail semble appropriée.

Dans une revue de la recherche sur l'évaluation de la transition agroécologique dans les pays industrialisés, Prost *et al.* (2023) suggèrent que les scénarios prospectifs soient plus localisés (au lieu de commencer à l'échelle mondiale) afin d'inclure des dynamiques de

pouvoir précises dans leur modélisation. À cet égard, il serait intéressant de vérifier si la diversification, la petite échelle et les faibles niveaux de revenus souvent constatés dans les systèmes d'élevage non traditionnels nuisent à l'engagement politique des agriculteurs et donc à l'incarnation réussie des dimensions politiques de l'agroécologie. Comme certaines structures de représentation sont fondées sur la production, un système d'élevage multi-espèces doit multiplier sa participation, ce qui la dilue inévitablement, car la plupart des exploitations d'élevage non traditionnelles sont gérées par des personnes qui n'ont pratiquement pas de temps libre (Cournut *et al.*, 2018). Il existe des structures de gouvernance issues de réseaux non traditionnels (souvent fondés sur l'agriculture soutenue par la communauté), mais elles se retrouvent le plus souvent dans la production de légumes. Prost *et al.* (2023) suggèrent également de se concentrer sur les recherches déjà menées à l'échelon des exploitations agricoles par les agriculteurs eux-mêmes, comme cela a été souligné lors de la mise en évidence des avantages de l'approche à « déviation positive » dans les évaluations d'échantillons d'exploitations agricoles (Steinke *et al.*, 2019; Ulukan *et al.*, 2022).

En ce qui concerne les principes socio-économiques de l'agroécologie, Gerber (2020) suggère que la recherche soit orientée vers des exemples pratiques de décroissance agraire, éventuellement par l'entremise du véhicule de recherche des études agraires critiques. Comme nous l'avons mentionné plus haut, Cuba en est un exemple, mais il en va de même pour toutes les régions confrontées à des crises écologiques qui les obligent à s'adapter volontairement (Kallis *et al.*, 2018). Parmi les exemples d'éléments empiriques dont on peut s'inspirer, citons les nouvelles formes de régime foncier et de propriété (Gerber et Steppacher, 2017; Harvey, 2015; Amin, 2017; Genest-Richard, 2022) qui favorisent l'équité et la gouvernance responsable en opposition à la spéculation sur les terres agricoles. L'hypothèse qui sous-tend ce raisonnement est que la réduction de l'impératif de rentabilité (pour payer la terre) supprime un incitatif à l'externalisation des impacts environnementaux sur la santé de l'écosystème.

Les éléments empiriques à rechercher comprennent également la conciliation de l'impératif de décroissance visant à réduire le temps de travail (Kallis, 2018) et de la plus faible productivité du travail associée aux systèmes agricoles non traditionnels (Sorman et Giampietro, 2013; Mundler et Jean-Gagnon, 2019). D'autres exemples empiriques qui méritent une attention particulière sont des exemples de politiques où les frontières physiques ou écologiques ont servi de base à l'élaboration de politiques, qu'il s'agisse de biorégions ou autres, comme celles qu'ont établies les Pays-Bas en ce qui concerne les émissions d'azote (Brown *et al.*, 2021; Harder *et al.*, 2021). Une dernière piste de recherche consisterait à évaluer le potentiel des mouvements non traditionnels (agroécologie, permaculture, spiritualité écologique, etc.) à susciter réellement des transformations plus profondes de la conscience sociale plutôt que d'être cooptés par le capitalisme pour lequel ils peuvent être considérés comme de nouvelles tendances du marché (Gerber, 2020).

Réflexions stratégiques

Dans un document décrivant le contexte politique dans lequel se déroule l'agriculture aux États-Unis, Iles et Marsh (2012) caractérisent le climat général actuel comme étant celui de la domination politique et économique de l'agriculture industrialisée, de l'érosion des connaissances et des capacités des agriculteurs, et des conditions de la chaîne d'approvisionnement limitant la capacité des agriculteurs à adopter des pratiques durables. Ils suggèrent des initiatives de politique publique susceptibles de contribuer à la diversification des exploitations agricoles. En adaptant ces suggestions aux systèmes agricoles non traditionnels et en incluant certaines recommandations figurant dans d'autres documents, la liste comprend les éléments suivants :

- imposer une taxe sur le carbone et les intrants toxiques;
- internaliser les coûts environnementaux et sociaux;
- réduire le coût de la conformité réglementaire pour les petites exploitations ou les exploitations agricoles mixtes;
- éliminer la pression du développement sur les terres agricoles périurbaines;
- renforcer les initiatives en matière de chaîne d'approvisionnement courte;
- affaiblir le pouvoir monopolistique ou oligopolistique dans les chaînes d'approvisionnement alimentaire;
- empêcher les acteurs industriels de l'alimentation de contribuer aux campagnes politiques;
- réorienter les subventions à l'agriculture industrielle vers l'agriculture durable;
- élaborer des processus d'apprentissage entre pairs;
- soutenir le recrutement et le maintien en poste de nouveaux agriculteurs par des initiatives d'accès à la terre;
- investir dans des programmes de conservation agricole améliorés;
- instaurer le paiement des services écosystémiques;
- encourager les liens entre les exploitations agricoles mixtes et les marchés institutionnels;
- inclure l'agriculture non traditionnelle et mixte dans les programmes d'études des services d'éducation et de vulgarisation.

Bien que ces suggestions soient assez exhaustives, certaines peuvent s'appliquer davantage au bétail que d'autres. Lorsque l'on réfléchit à la manière dont le pouvoir peut être mobilisé pour orienter la production et la consommation de bétail, il est essentiel de comprendre le point de départ à partir duquel on souhaite s'éloigner (Wolff, 2011). Dans les pays industrialisés, ce point de départ consiste en des exploitations d'engraissement d'animaux confinés à base de céréales, fondées sur l'agriculture de produits de base à grande échelle. Des politiques conçues sur la base d'un idéal intangible quelconque et ignorant cet état initial risquent de ne mener nulle part, car les décisions politiquement impopulaires ne sont pas réalistes. En outre, le plaidoyer en faveur d'une politique d'élevage découlant de valeurs, de contextes culturels et idéologiques différents mais non formulés aboutit souvent à une mauvaise communication et à l'inaction (Garnett, 2015). Une interprétation prudente des résultats de la recherche et des recommandations est nécessaire pour éviter un engagement non désiré en faveur d'un certain paradigme. Une politique visant à financer la recherche sur les lacunes de connaissances citées ci-dessus contribuerait à créer la base de connaissances nécessaire pour éclairer les décisions politiques locales.

Il est important de garder à l'esprit que les nombreux résultats de l'ACV ne tiennent pas compte des interactions entre les processus ni du manque de ressources au sein des systèmes alimentaires et qu'ils sont susceptibles de mal orienter les politiques s'ils sont utilisés seuls (Karlsson *et al.*, 2022). En effet, les résultats de l'ACV encouragent l'utilisation d'aliments comestibles pour l'humain dans les régimes alimentaires du bétail, alors que la plupart des résultats des scénarios prospectifs indiquent que nous devrions nous concentrer sur l'évaluation de l'efficacité avec laquelle le bétail peut recycler la biomasse impropre à la consommation humaine (van Zanten *et al.*, 2018; Garnett, 2015).

Les efforts politiques visant à réduire la quantité de matières végétales comestibles pour l'humain utilisées pour l'alimentation animale sont les bienvenus en tant qu'objectif général à partir duquel des objectifs plus modestes peuvent être définis. Cela peut prendre la forme d'incitatifs à la production locale, à la transformation ou à la consommation de céréales et de légumineuses comestibles pour l'humain, ou de mesures dissuasives pour la production et la consommation d'aliments pour animaux, ainsi que pour les systèmes d'élevage dépendant d'aliments produits sur des terres qui pourraient servir à des aliments comestibles pour l'humain.

À l'échelle du système alimentaire, IPES-Food (2023) propose différentes pistes pour réinventer la gouvernance du système alimentaire. Elles sont principalement axées sur la redistribution du pouvoir au sein du système alimentaire – des mains des entreprises à celles de l'intérêt public, représenté principalement par des initiatives locales. Il s'agit d'un problème d'action collective dans lequel les entreprises transnationales ont une influence sur les États qui, par définition, ne sont pas transnationaux. Étant donné que les acteurs de différents États participent au système alimentaire mondial à différents degrés et avec des avantages comparatifs complémentaires, la simple présence de sociétés transnationales entrave la localisation des systèmes alimentaires et, par conséquent, le dimensionnement de la production alimentaire en fonction des ressources disponibles.

Pour fins d'utilisation par le comité consultatif sur les changements climatiques, cette revue de littérature souligne le fait qu'une majorité des publications scientifiques sur l'élevage traite des émissions de GES, bien que la réduction des intrants et des émissions ne soit qu'une des dimensions de l'agroécologie.

Que ce soit pour l'élevage hors-sol ou au pâturage, la production de grain pour alimentation animale, le métabolisme de digestion (pour les ruminants) et la gestion des fumiers des animaux sont les plus grands contributeurs au bilan carbone de la production animale. L'élevage alternatif, qu'il soit au pâturage, multi-espèces ou mis en marché directement au consommateur n'est pas nécessairement plus performant que l'élevage industriel du point de vue des émissions de GES par unité de viande produite, notamment parce que les animaux vivent plus longtemps car ils sont alimentés avec davantage de fourrages et de pâturages et moins de grains. Par contre, même si ces ruminants élevés au pâturage émettent davantage que leurs compatriotes élevés au grain, ils n'entrent pas en compétition avec les humains pour leur alimentation en ce qui a trait à l'utilisation des terres, en particulier si ces pâturages sont en terres marginales. La séquestration de

carbone potentielle et la plus faible empreinte carbone des pâturages par rapport à la culture de céréales ne compense pas la perte d'efficacité du bilan carbone due à la lenteur de la croissance des animaux dans les systèmes alternatifs. Par contre, les monogastriques nourris avec des résidus alimentaires, comme des porcs nourris aux drêches de brasserie, au petit lait d'une fromagerie industrielle, ou aux épiluchures de légumes de préparation des restaurants, par exemple, auront un impact environnemental moins grand.

L'adaptation aux changements climatiques est, quant à elle, plutôt bien servie par les systèmes d'élevage alternatifs, qui ont un rendement relativement bon d'un point de vue agroécologique. Ainsi, notamment en ce qui a trait aux principes de recyclage des ressources, de synergie, de santé des sols, de santé animale et de biodiversité, en plus des principes socio-économiques, l'élevage alternatif incarne une forme d'agriculture moins dépendante d'intrants et davantage basée sur les ressources localement disponibles.

D'un point de vue plus large, et s'inspirant des conclusions des études portant sur les scénarios prospectifs quant à l'avenir de l'élevage au sein des systèmes alimentaires, il semble que de quantifier l'impact environnemental d'un système agricole plutôt qu'un autre ne soit pas la meilleure façon d'informer les politiques publiques. Une approche basée sur l'adéquation de la production avec les ressources disponibles, en porte-à-faux face au paradigme d'intensification durable à l'origine de l'écologie industrielle et de la méthodologie d'analyse du cycle de vie, semble beaucoup plus prometteuse. Cette approche permet de prendre en compte les avantages systémiques de l'élevage, notamment sa capacité à recycler des déchets et co-produits alimentaires et à valoriser des prairies semi-naturelles qui ne pourraient produire d'autres aliments humainement digestes en raison des contraintes géographiques qu'elles présentent.

Pour le Québec, ceci signifierait de viser à réduire au maximum la production de grains destinée à l'alimentation animale, qu'elle soit locale ou à l'étranger. L'élevage des monogastriques (porcs et volailles) serait couplé à des sources de déchets et sous-produits alimentaires. L'élevage des ruminants se limiterait aux pâturages et aux fourrages sur des terres où des cultures pour alimentation humaine ne seraient pas appropriées. L'idée est de n'élever des animaux que lorsque cet élevage constitue la meilleure utilisation des ressources disponibles à cet endroit, qu'il s'agisse de pâturages, de prairies, ou de résidus ou déchets alimentaires. Ce changement dans l'utilisation des terres et des ressources aurait comme effet inévitable de réduire drastiquement la production animale, et par conséquent ses impacts négatifs sur l'environnement, et ce même si les animaux ainsi élevés vivent plus longtemps, car ils croissent moins vite et donc produisent davantage de GES par unité de poids de viande.

Il va sans dire qu'au Québec, les implications socioéconomiques d'une telle approche vis-à-vis l'élevage seraient majeures.

Bibliographie

- Alejandre, E. M., van Bodegom, P. M., & Guinée, J. B. 2019. Towards an optimal coverage of ecosystem services in LCA. *Journal of cleaner production*, 231, 714-722. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.284>
- Aleksandrowicz, L., Green, R., Joy, E. J., Smith, P., & Haines, A. 2016. The impacts of dietary change on greenhouse gas emissions, land use, water use, and health: a systematic review. *PloS one*, 11(11), e0165797. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165797>
- Andersson, E., Nykvist, B., Malinga, R., Jaramillo, F., & Lindborg, R. 2015. A social-ecological analysis of ecosystem services in two different farming systems. *Ambio*, 44, 102-112. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0603-y>
- Azima, S., & Mundler, P. 2022. Does direct farm marketing fulfill its promises? analyzing job satisfaction among direct-market farmers in Canada. *Agriculture and human Values*, 39(2), 791-807. <https://doi.org/10.1007/s10460-021-10289-9>
- Bell, L. W., & Moore, A. D. 2012. Integrated crop-livestock systems in Australian agriculture: Trends, drivers and implications. *Agricultural Systems*, 111, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.04.003>
- Bendahan, A. B., Pocard-Chapuis, R., de Medeiros, R. D., de Lucena Costa, N., & Tourrand, J. F. 2018. Management and labour in an integrated crop-livestock-forestry system in Roraima, Brazilian Amazonia. *Cahiers Agricultures*, 27(2), 25005. <https://doi.org/10.1051/cagri/2018014>
- Besser, T., & Mann, S. 2015. Which farm characteristics influence work satisfaction? An analysis of two agricultural systems. *Agricultural Systems*, 141, 107-112. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2015.10.003>
- Beudou, J., Martin, G., & Ryschawy, J. 2017. Cultural and territorial vitality services play a key role in livestock agroecological transition in France. *Agronomy for Sustainable Development*, 37, 1-11. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0436-8>
- Bonaudo, T., Bendahan, A. B., Sabatier, R., Ryschawy, J., Bellon, S., Leger, F., ... & Tichit, M. 2014. Agroecological principles for the redesign of integrated crop-livestock systems. *European Journal of Agronomy*, 57, 43-51. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.09.010>
- Boogaard, B. K., Bock, B. B., Oosting, S. J., Wiskerke, J. S., & van der Zijpp, A. J. 2011. Social acceptance of dairy farming: The ambivalence between the two faces of modernity. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 24, 259-282. <https://doi.org/10.1007/s10806-010-9256-4>

- Botzas-Coluni, J., Crockett, E. T., Rieb, J. T., & Bennett, E. M. 2021. Farmland heterogeneity is associated with gains in some ecosystem services but also potential trade-offs. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 322, 107661. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107661>
- Breewood, H., & Garnett, T. 2023. Meat, metrics and mindsets: Exploring debates on the role of livestock and alternatives in diets and farming. TABLE Explainer. TABLE, University of Oxford, Swedish University of Agricultural Sciences and Wageningen University and Research. <https://doi.org/10.56661/2caf9b92>
- Brown, J., Barton, P., & Cunningham, S. A. 2021. How bioregional history could shape the future of agriculture. In *Advances in Ecological Research* (Vol. 64, pp. 149-189). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.11.001>
- Chaudhary, A., & Brooks, T. M. 2018. Land use intensity-specific global characterization factors to assess product biodiversity footprints. *Environmental science & technology*, 52(9), 5094-5104. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05570>
- Cole, L. J., Stockan, J., & Helliwell, R. 2020. Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. *Agriculture, ecosystems & environment*, 296, 106891. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106891>
- Conceição, P., & Bandura, R. 2008. Measuring subjective wellbeing: A summary review of the literature. United Nations Development Program 1-35
- Cotrufo, M. F., Ranalli, M. G., Haddix, M. L., Six, J., & Lugato, E. 2019. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience*, 12(12), 989-994.
- Cournut, S., Chauvat, S., Correa, P., Santos Filho, J. C. D., Diéguez, F., Hostiou, N., ... & Dedieu, B. 2018. Analyzing work organization on livestock farm by the Work Assessment Method. *Agronomy for sustainable development*, 38, 1-16. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0534-2>
- Crosson, P., Shalloo, L., O'Brien, D., Lanigan, G. J., Foley, P. A., Boland, T. M., & Kenny, D. A. 2011. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology*, 166, 29-45. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.001>
- Cusworth, G., Garnett, T., & Lorimer, J. 2021. Legume dreams: The contested futures of sustainable plant-based food systems in Europe. *Global Environmental Change*, 69, 102321. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102321>
- Dedieu, B., Laurent, C., & Mundler, P. 1999. Organisation du travail dans les systèmes d'activités complexes. *Economie rurale*, 253(1), 28-35. <https://doi.org/10.3406/ecoru.1999.5111>

- Degieter, M., Gellynck, X., Goyal, S., Ott, D., & De Steur, H. 2022. Life cycle cost analysis of agri-food products: A systematic review. *Science of The Total Environment*, 850, 158012. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158012>
- De Groot, R., Brander, L., Van Der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., ... & Van Beukering, P. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem services*, 1(1), 50-61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>
- Delsart, M., Pol, F., Dufour, B., Rose, N., & Fablet, C. 2020. Pig farming in alternative systems: strengths and challenges in terms of animal welfare, biosecurity, animal health and pork safety. *Agriculture*, 10(7), 261. <https://doi.org/10.3390/agriculture10070261>
- Des Roches, S., Pendleton, L. H., Shapiro, B., & Palkovacs, E. P. 2021. Conserving intraspecific variation for nature's contributions to people. *Nature Ecology & Evolution*, 5(5), 574-582. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01403-5>
- Dominati, E. J., Mackay, A. D., Rendel, J. M., Wall, A., Norton, D. A., Pannell, J., & Devantier, B. 2021. Farm scale assessment of the impacts of biodiversity enhancement on the financial and environmental performance of mixed livestock farms in New Zealand. *Agricultural Systems*, 187, 103007. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.103007>
- Dou, Z., Toth, J. D., & Westendorf, M. L. 2018. Food waste for livestock feeding: Feasibility, safety, and sustainability implications. *Global food security*, 17, 154-161. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2017.12.003>
- Dumont, A.M., Wartenberg, A.C. & Baret, P.V. 2021. Bridging the gap between the agroecological ideal and its implementation into practice. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 41, 32. <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00666-3>
- Dumont, B., Benoit, M., Chauvat, S., Cournut, S., Martin, G., Mischler, P., Magne, M. A. 2023. Durabilité des exploitations d'élevage multi-espèces en France et en Europe: bénéfices observés, freins et leviers pour leur déploiement. *INRAE Productions Animales*, 36(1), 1-13. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2023.36.1.7516>
- Duru, M., & Therond, O. 2021. L'évaluation des systèmes agricoles à l'aune des services écosystémiques et de l'économie circulaire. *Revue AE&S*, 11(1). <https://doi.org/10.54800/ccg203>
- Duval, J., Cournut, S., & Hostiou, N. 2021. Livestock farmers' working conditions in agroecological farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 41(2), 22. <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00679-y>
- Équiterre. 2011. L'agriculture soutenue par la communauté. Berger, Québec, Canada.

Escribano, M., Horrillo, A., & Mesías, F. J. 2022. Greenhouse gas emissions and carbon sequestration in organic dehesa livestock farms. Does technical-economic management matters?. *Journal of Cleaner Production*, 372, 133779.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133779>

Fahad, S., Chavan, S. B., Chichaghare, A. R., Uthappa, A. R., Kumar, M., Kakade, V., ... & Poczai, P. 2022. Agroforestry systems for soil health improvement and maintenance. *Sustainability*, 14(22), 14877. <https://doi.org/10.3390/su142214877>

FAO. 2007. The State of the World's Animal Genetic Resources for Food and Agriculture, edited by Barbara Rischkowsky & Dafydd Pilling. Rome.

FAO. 2015. The Second Report on the State of the World's Animal Genetic Resources for Food and Agriculture, edited by B. D. Scherf & D. Pilling. FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture Assessments. Rome.

FAO. 2018. The 10 elements of agroecology: Guiding the transition to sustainable food and agricultural systems. <https://www.fao.org/documents/card/en/c/I9037EN/>

Florindo, T. J., de Medeiros Florindo, G. I. B., Talamini, E., da Costa, J. S., & Ruviaro, C. F. 2017. Carbon footprint and Life Cycle Costing of beef cattle in the Brazilian midwest. *Journal of Cleaner Production*, 147, 119-129.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.021>

Florindo, T. J., de Medeiros Florindo, G. I. B., Ruviaro, C. F., & Pinto, A. T. 2020. Multicriteria decision-making and probabilistic weighing applied to sustainable assessment of beef life cycle. *Journal of Cleaner Production*, 242, 118362.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118362>

Frei, B., Renard, D., Mitchell, M. G., Seufert, V., Chaplin-Kramer, R., Rhemtulla, J. M., & Bennett, E. M. 2018. Bright spots in agricultural landscapes: identifying areas exceeding expectations for multifunctionality and biodiversity. *Journal of applied ecology*, 55(6), 2731-2743.

Garbach, K., Milder, J. C., DeClerck, F. A. J., Montenegro de Wit, M., Driscoll, L., Gemmill-Herren, B. 2017. Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification, *International Journal of Agricultural Sustainability*, 15(1), 11-28,
<https://doi.org/10.1080/14735903.2016.1174810>

Garnett, T. 2015. Gut feelings and possible tomorrows:(where) does animal farming fit. *Food Climate Research Network, Oxford, UK.*

Gerber, P. J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., ... & Tempio, G. 2013. *Tackling climate change through livestock: a global assessment of*

emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).

Grass, I., Loos, J., Baensch, S., Batáry, P., Librán, Embid, F., Ficiciyan, A., ... & Tschardtke, T. 2019. Land sharing/sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. *People and Nature*, 1(2), 262-272.
<https://doi.org/10.1002/pan3.21>

Haas, G., Wetterich, F., & Köpke, U. 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, ecosystems & environment*, 83(1-2), 43-53. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00160-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00160-2)

Haines-Young, R. & Potschin, M. B. 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) v5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure.

Hallström, E., Carlsson-Kanyama, A., & Börjesson, P. 2015. Environmental impact of dietary change: a systematic review. *Journal of cleaner production*, 91, 1-11.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.12.008>

Harder, R., Giampietro, M., & Smukler, S. 2021. Towards a circular nutrient economy. A novel way to analyze the circularity of nutrient flows in food systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 172, 105693.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105693>

Hartcher, K. M., & Lum, H. K. 2020. Genetic selection of broilers and welfare consequences: a review. *World's poultry science journal*, 76(1), 154-167.
<https://doi.org/10.1080/00439339.2019.1680025>

Harvey, C. A., Villanueva, C., Villacís, J., Chacón, M., Muñoz, D., López, M., ... & Sinclair, F. L. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, ecosystems & environment*, 111(1-4), 200-230.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.06.011>

Hennessy, D., Shalloo, L., Van Zanten, H., Schop, M., & De Boer, I. 2021. The net contribution of livestock to the supply of human edible protein: The case of Ireland. *The Journal of Agricultural Science*, 159(5-6), 463-471. doi:10.1017/S0021859621000642

Herron, J., Curran, T. P., Moloney, A. P., McGee, M., O'Riordan, E. G., & O'Brien, D. 2021. Life cycle assessment of pasture-based suckler steer weanling-to-beef production systems: Effect of breed and slaughter age. *Animal*, 15(7), 100247.
<https://doi.org/10.1016/j.animal.2021.100247>

- Hessle, A., Rutter, M., & Wallin, K. 2008. Effect of breed, season and pasture moisture gradient on foraging behaviour in cattle on semi-natural grasslands. *Applied Animal Behaviour Science*, 111(1-2), 108-119. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2007.05.017>
- HLPE. 2019. Agroecological and other innovative approaches for sustainable agriculture and food systems that enhance food security and nutrition. A report by the High Level Panel of Experts on Food Security and Nutrition of the Committee on World Food Security, Rome. <http://www.fao.org/3/ca5602en/ca5602en.pdf>
- Hostiou, N., Taverne, M., & Bouchon, M. 2013, April. Réorganisations du travail dans des exploitations laitières en transition vers l'autonomie fourragère. In *Rencontres Recherches Ruminants*.
- Hostiou, N., Vollet, D., Benoit, M., & Delfosse, C. 2020. Employment and farmers' work in European ruminant livestock farms: A review. *Journal of Rural Studies*, 74, 223-234. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2020.01.008>
- IPES-Food. 2016. From Uniformity to Diversity: A paradigm shift from industrial agriculture to diversified agroecological systems. International Panel of Experts on Sustainable Food Systems.
- Jamali, H., Barkema, H. W., Jacques, M., Lavallée-Bourget, E. M., Malouin, F., Saini, V., ... & Dufour, S. 2018. Invited review: Incidence, risk factors, and effects of clinical mastitis recurrence in dairy cows. *Journal of dairy science*, 101(6), 4729-4746. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13730>
- Jeanneret, P., Baumgartner, D. U., Knuchel, R. F., Koch, B., & Gaillard, G. 2014. An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. *Ecological Indicators*, 46, 224-231. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.030>
- Karlsson, J. O., Tidåker, P., & Rööös, E. 2022. Smaller farm size and ruminant animals are associated with increased supply of non-provisioning ecosystem services. *Ambio*, 51(9), 2025-2042. <https://doi.org/10.1007/s13280-022-01726-y>
- Karlsson, J. O., Parodi, A., Van Zanten, H. H., Hansson, P. A., & Rööös, E. 2021. Halting European Union soybean feed imports favours ruminants over pigs and poultry. *Nature Food*, 2(1), 38-46.
- Kling-Eveillard, F., Cerf, M., Chauvat, S., & Sabatté, N. 2012. Le travail, sujet intime et multifacette: premières recommandations pour l'aborder dans le conseil en élevage. *Productions Animales*, 25(2), 211. <https://doi.org/10.20870/productions-animales.2012.25.2.3209>
- Knudsen, M. T., Hermansen, J. E., Cederberg, C., Herzog, F., Vale, J., Jeanneret, P., ... & Dennis, P. 2017. Characterization factors for land use impacts on biodiversity in life cycle assessment based on direct measures of plant species richness in European

farmland in the 'Temperate Broadleaf and Mixed Forest' biome. *Science of the Total Environment*, 580, 358-366. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.172>

Kremen, C., & Miles, A. 2012. Ecosystem services in biologically diversified versus conventional farming systems: benefits, externalities, and trade-offs. *Ecology and society*, 17(4). <http://www.jstor.org/stable/26269193>

Kremen, C. 2015. Reframing the land sparing/land sharing debate for biodiversity conservation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1355(1), 52-76. <https://doi.org/10.1111/nyas.12845>

Leeb, C., Hegelund, L., Edwards, S., Mejer, H., Roepstorff, A., Rousing, T., ... & Bonde, M. 2014. Animal health, welfare and production problems in organic weaner pigs. *Organic Agriculture*, 4, 123-133. <https://doi.org/10.1007/s13165-013-0054-y>

Leip, A., Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Reis, S., ... & Westhoek, H. 2015. Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letters*, 10(11), 115004. [10.1088/1748-9326/10/11/115004](https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/115004)

Loconto, A., & Hatanaka, M. 2018. Participatory guarantee systems: Alternative ways of defining, measuring, and assessing 'sustainability'. *Sociologia Ruralis*, 58(2), 412-432.

Lusson, J. M., & Coquil, X. 2016. Transitions vers des systèmes autonomes et économes en intrants avec élevages de bovins: freins, motivations, apprentissages. *Innovations Agronomiques*, 49, 353-364. <https://doi.org/10.15454/1.4622868226062979E12>

MacDonald, G. K., Bennett, E. M., Potter, P. A., & Ramankutty, N. 2011. Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(7), 3086-3091. <https://doi.org/10.1073/pnas.1010808108>

MacDonald, G. K., Bennett, E. M., & Taranu, Z. E. 2012. The influence of time, soil characteristics, and land-use history on soil phosphorus legacies: a global meta-analysis. *Global Change Biology*, 18(6), 1904-1917.

Martel, G., Dieulot, R., Durant, D., Guilbert, C., Mischler, P., & Veysset, P. 2017. Effectively combining crop and livestock systems on conventional and organic farms: a means for increasing system sustainability?. *Fourrages*, (231), 235-245.

Martin, G., Barth, K., Benoit, M., Brock, C., Destruel, M., Dumont, B., ... & Primi, R. 2020. Potential of multi-species livestock farming to improve the sustainability of livestock farms: A review. *Agricultural Systems*, 181, 102821. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102821>

- Matos, P. S., Cherubin, M. R., Damian, J. M., Rocha, F. I., Pereira, M. G., & Zonta, E. 2022. Short-term effects of agroforestry systems on soil health in Southeastern Brazil. *Agroforestry Systems*, 96(5-6), 897-908. <https://doi.org/10.1007/s10457-022-00749-4>
- Maye, D. 2013. Moving Alternative Food Networks beyond the Niche. *The International Journal of Sociology of Agriculture and Food*. 20(3), 383–389. <https://doi.org/10.48416/ijsaf.v20i3.173>
- McClelland, S. C., Arndt, C., Gordon, D. R., & Thoma, G. 2018. Type and number of environmental impact categories used in livestock life cycle assessment: A systematic review. *Livestock Science*, 209, 39-45. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2018.01.008>
- Mellor, D. J. 2016. Updating animal welfare thinking: Moving beyond the “Five Freedoms” towards “a Life Worth Living”. *Animals*, 6(3), 21. <https://doi.org/10.3390/ani6030021>
- Merialdi, G., Dottori, M., Bonilauri, P., Luppi, A., Gozio, S., Pozzi, P., ... & Martelli, P. 2012. Survey of pleuritis and pulmonary lesions in pigs at abattoir with a focus on the extent of the condition and herd risk factors. *The Veterinary Journal*, 193(1), 234-239. <https://doi.org/10.1016/j.tvjl.2011.11.009>
- Migliorini, P., Wezel, A. 2017. Converging and diverging principles and practices of organic agriculture regulations and agroecology. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 37, 63. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0472-4>
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-Being. Island Press, Washington, D. C.
- Møller, H., Lyng, K. A., Røös, E., Samsonstuen, S., & Olsen, H. F. 2023. Circularity indicators and added value to traditional LCA impact categories: example of pig production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-13. <https://doi.org/10.1007/s11367-023-02150-4>
- Monsón, F., Sañudo, C., & Sierra, I. 2004. Influence of cattle breed and ageing time on textural meat quality. *Meat Science*, 68(4), 595-602. <https://doi.org/10.1016/j.meatsci.2004.05.011>
- Mottet, A., de Haan, C., Falcucci, A., Tempio, G., Opio, C., & Gerber, P. 2017. Livestock: On our plates or eating at our table? A new analysis of the feed/food debate. *Global food security*, 14, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2017.01.001>
- Mundler, P., Criner, G. 2016. Food Systems: Food Miles, Benjamin Caballero, Paul M. Finglas, Fidel Toldrá (Eds.). Encyclopedia of Food and Health, Academic Press, 77-92. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384947-2.00325-1>.

Mundler, P., & Jean-Gagnon, J. 2020. Short food supply chains, labor productivity and fair earnings: An impossible equation? *Renewable Agriculture and Food Systems*, 35(6), 697-709. <https://doi.org/10.1017/S1742170519000358>

Mundler, P. 2022. 16. The role of proximity in food systems. *Handbook of Proximity Relations*, 368.

Murray, C. J., Ikuta, K. S., Sharara, F., Swetschinski, L., Aguilar, G. R., Gray, A., ... & Tasak, N. 2022. Global burden of bacterial antimicrobial resistance in 2019: a systematic analysis. *The Lancet*, 399(10325), 629-655. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(21\)02724-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(21)02724-0)

Neugebauer, S., Forin, S., & Finkbeiner, M. 2016. From life cycle costing to economic life cycle assessment—introducing an economic impact pathway. *Sustainability*, 8(5), 428. <https://doi.org/10.3390/su8050428>

Norris, G. A. 2001. Integrating life cycle cost analysis and LCA. *The international journal of life cycle assessment*, 6, 118-120. <https://doi.org/10.1007/BF02977849>

Pelletier, N., Pirog, R., & Rasmussen, R. 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agricultural Systems*, 103(6), 380-389. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.03.009>

Pépin, A., Morel, K., & van der Werf, H. M. 2021. Conventionalised vs. agroecological practices on organic vegetable farms: investigating the influence of farm structure in a bifurcation perspective. *Agricultural Systems*, 190, 103129. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2021.103129>

Pépin, A., Guidoboni, M. V., Jeanneret, P., & van der Werf, H. M. 2023. Using an expert system to assess biodiversity in life cycle assessment of vegetable crops. *Ecological Indicators*, 148, 110098. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110098>

Pietrosemoli, S., & Tang, C. 2020. Animal welfare and production challenges associated with pasture pig systems: A review. *Agriculture*, 10(6), 223. <https://doi.org/10.3390/agriculture10060223>

Poore, J., & Nemecek, T. 2018. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science*, 360(6392), 987-992. [DOI: 10.1126/science.aag0216](https://doi.org/10.1126/science.aag0216)

Prost, L., Martin, G., Ballot, R., Benoit, M., Bergez, J. E., Bockstaller, C., ... & van der Werf, H. 2023. Key research challenges to supporting farm transitions to agroecology in advanced economies. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 43(1), 11. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00855-8>

Prové, C., de Krom, M. P., & Dessen, J. 2019. Politics of scale in urban agriculture governance: A transatlantic comparison of food policy councils. *Journal of Rural Studies*, 68, 171-181. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2019.01.018>

Prunier, A., Bonneau, M., Von Borell, E., Cinotti, S., Gunn, M., Fredriksen, B., . . . Velarde, A. 2006. A review of the welfare consequences of surgical castration in piglets and the evaluation of non-surgical methods. *Animal Welfare*, 15(3), 277-289. <https://doi.org/10.1017/S0962728600030487>

Puech, T., & Stark, F. 2023. Diversification of an integrated crop-livestock system: Agroecological and food production assessment at farm scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 344, 108300. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108300>

Queiroz, C., Meacham, M., Richter, K., Norström, A. V., Andersson, E., Norberg, J., & Peterson, G. 2015. Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape. *Ambio*, 44, 89-101. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0601-0>

Renting, H., Marsden, T. K., & Banks, J. 2003. Understanding Alternative Food Networks: Exploring the Role of Short Food Supply Chains in Rural Development. *Environment and Planning A: Economy and Space*, 35(3), 393-411. <https://doi.org/10.1068/a3510>

Rook, A. J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., WallisDeVries, M. F., Parente, G., & Mills, J. 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures—a review. *Biological conservation*, 119(2), 137-150. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.11.010>

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

Röös, E., Bajželj, B., Smith, P., Patel, M., Little, D., & Garnett, T. 2017a. Greedy or needy? Land use and climate impacts of food in 2050 under different livestock futures. *Global Environmental Change*, 47, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.09.001>

Röös, E., Bajželj, B., Smith, P., Patel, M., Little, D., & Garnett, T. 2017b. Protein futures for Western Europe: potential land use and climate impacts in 2050. *Regional Environmental Change*, 17, 367-377. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1013-4>

Röös, E., Bajželj, B., Weil, C., Andersson, E., Bossio, D., & Gordon, L. J. 2021. Moving beyond organic—A food system approach to assessing sustainable and resilient farming. *Global Food Security*, 28, 100487. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2020.100487>

Rothwell, S. A., Doody, D. G., Johnston, C., Forber, K. J., Cencic, O., Rechberger, H., & Withers, P. J. A. 2020. Phosphorus stocks and flows in an intensive livestock dominated

food system. *Resources, Conservation and Recycling*, 163, 105065.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105065>

Rowntree, J. E., Stanley, P. L., Maciel, I. C., Thorbecke, M., Rosenzweig, S. T., Hancock, D. W., ... & Raven, M. R. 2020. Ecosystem impacts and productive capacity of a multi-species pastured livestock system. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 232.
<https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.544984>

Russelle, M. P., Entz, M. H., & Franzluebbers, A. J. 2007. Reconsidering integrated crop–livestock systems in North America. *Agronomy Journal*, 99(2), 325-334.
<https://doi.org/10.2134/agronj2006.0139>

Ryschawy, J., Choisis, N., Choisis, J., Joannon, A., & Gibon, A. 2012. Mixed crop–livestock systems: An economic and environmental-friendly way of farming? *Animal*, 6(10), 1722-1730. doi:10.1017/S1751731112000675

Ryschawy, J., Martin, G., Moraine, M., Duru, M., & Therond, O. 2017a. Designing crop–livestock integration at different levels: Toward new agroecological models?. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 108, 5-20. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9815-9>

Ryschawy, J., Disenhaus, C., Bertrand, S., Allaire, G., Aznar, O., Plantureux, S., . . . Tichit, M. 2017b. Assessing multiple goods and services derived from livestock farming on a nation-wide gradient. *Animal*, 11(10), 1861-1872.
<https://doi.org/10.1017/S1751731117000829>

Ryschawy, J., Moraine, M., Péquignot, M., & Martin, G. 2019. Trade-offs among individual and collective performances related to crop–livestock integration among farms: a case study in southwestern France. *Organic Agriculture*, 9, 399-416.
<https://doi.org/10.1007/s13165-018-0237-7>

Ryu, Y. C., Choi, Y. M., Lee, S. H., Shin, H. G., Choe, J. H., Kim, J. M., ... & Kim, B. C. 2008. Comparing the histochemical characteristics and meat quality traits of different pig breeds. *Meat science*, 80(2), 363-369. <https://doi.org/10.1016/j.meatsci.2007.12.020>

Schader, C., Muller, A., Scialabba, N. E. H., Hecht, J., Isensee, A., Erb, K. H., ... & Niggli, U. 2015. Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. *Journal of the Royal Society Interface*, 12(113), 20150891.
<https://doi.org/10.1098/rsif.2015.0891>

Schanz, L., Oehen, B., Benoit, M., Bernes, G., Magne, M. A., Martin, G., & Winckler, C. 2023. High work satisfaction despite high workload among European organic mixed livestock farmers: a mixed-method approach. *Agronomy for Sustainable Development*, 43(1), 4. <https://doi.org/10.1007/s13593-022-00852-x>

Selmi, A., Joly, P. B., & Remondet, M. 2014. La construction d'un «animal nouveau»: la sélection génétique entre production de savoirs, marchés et action collective. *Natures Sciences Sociétés*, 22(1), 33-41. <https://doi.org/10.1051/nss/2014018>

Semba, R. D., Ramsing, R., Rahman, N., Kraemer, K., & Bloem, M. W. 2021. Legumes as a sustainable source of protein in human diets. *Global Food Security*, 28, 100520. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2021.100520>

Servièrre, G., Chauvat, S., Hostiou, N., & Cournot, S. 2018, December. Le travail en élevage et ses mutations. In *Rencontres Recherches Ruminants* (p. np).

Sijpestijn, G. F., Wezel, A., & Chriki, S. 2022. Can agroecology help in meeting our 2050 protein requirements?. *Livestock Science*, 256, 104822. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2022.104822>

Smil, V. 2014. Eating meat: Constants and changes. *Global Food Security*, 3(2), 67-71. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2014.06.001>

Sonnino, R., Marsden, T. 2006. Beyond the divide: rethinking relationships between alternative and conventional food networks in Europe. *Journal of Economic Geography*, Oxford University Press, 6(2), 181-199.

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. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>

Stafford, K. J., & Mellor, D. J. 2011. Addressing the pain associated with disbudding and dehorning in cattle. *Applied Animal Behaviour Science*, 135(3), 226-231. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2011.10.018>

Stark, F., Fanchone, A., Semjen, I., Moulin, C. H., & Archimède, H. 2016. Crop-livestock integration, from single practice to global functioning in the tropics: Case studies in Guadeloupe. *European Journal of Agronomy*, 80, 9-20. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.06.004>

Steinmetz, L., Veysset, P., Benoit, M., & Dumont, B. 2021. Ecological network analysis to link interactions between system components and performances in multispecies livestock farms. *Agronomy for Sustainable Development*, 41(3), 42. <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00696-x>

Stewart, A. A., Little, S. M., Ominski, K. H., Wittenberg, K. M., & Janzen, H. H. 2009. Evaluating greenhouse gas mitigation practices in livestock systems: an illustration of a whole-farm approach. *The Journal of Agricultural Science*, 147(4), 367-382. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0021859609008764>

Tang, K. L., Caffrey, N. P., Nóbrega, D. B., Cork, S. C., Ronksley, P. E., Barkema, H. W., ... & Ghali, W. A. (2017). Restricting the use of antibiotics in food-producing animals and its associations with antibiotic resistance in food-producing animals and human beings: a systematic review and meta-analysis. *The Lancet Planetary Health*, 1(8), e316-e327. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(17\)30141-9](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(17)30141-9)

Tiang, D. C. F., Morris, A., Bell, M., Gibbins, C. N., Azhar, B., & Lechner, A. M. (2021). Ecological connectivity in fragmented agricultural landscapes and the importance of scattered trees and small patches. *Ecological Processes*, 10(1), 1-16. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00284-7>

Therond, O., Duru, M., Roger-Estrade, J., & Richard, G. 2017. A new analytical framework of farming system and agriculture model diversities. A review. *Agronomy for sustainable development*, 37, 1-24. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0429-7>

Thornton, P. K. 2010. Livestock production: recent trends, future prospects. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1554), 2853-2867. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0134>

Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P. J., Moreno, G., & Plieninger, T. 2016. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agriculture, ecosystems & environment*, 230, 150-161. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.002>

Trabelsi, M., Mandart, E., Le Grusse, P., & Bord, J. P. 2019. ESSIMAGE: a tool for the assessment of the agroecological performance of agricultural production systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 9257-9280. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04387-9>

Ulukan, D., Grillot, M., Benoit, M., Bernes, G., Dumont, B., Magne, M. A., ... & Martin, G. 2022. Positive deviant strategies implemented by organic multi-species livestock farms in Europe. *Agricultural Systems*, 201, 103453. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2022.103453>

van der Linden, A., de Olde, E. M., Mostert, P. F., & de Boer, I. J. 2020. A review of European models to assess the sustainability performance of livestock production systems. *Agricultural Systems*, 182, 102842. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102842>

Van der Ploeg, J. D. 2012. The Genesis and Further Unfolding of Farming Styles Research. *Historische Anthropologie* 20(3). <https://doi.org/10.7788/ha.2012.20.3.427>

Van der Ploeg, J. D., Barjolle, D., Bruil, J., Brunori, G., Madureira, L. M. C., Dessein, J., ... & Wezel, A. 2019. The economic potential of agroecology: Empirical evidence from Europe. *Journal of rural studies*, 71, 46-61. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2019.09.003>

- Van der Werf, H. M., & Salou, T. 2015. Economic value as a functional unit for environmental labelling of food and other consumer products. *Journal of Cleaner Production*, 94, 394-397. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.077>
- Van Kernebeek, H. R., Oosting, S. J., Van Ittersum, M. K., Bikker, P., & De Boer, I. J. 2016. Saving land to feed a growing population: consequences for consumption of crop and livestock products. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 677-687. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0923-6>
- Van Zanten, H. H., Mollenhorst, H., Klootwijk, C. W., van Middelaar, C. E., & de Boer, I. J. 2016. Global food supply: land use efficiency of livestock systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 747-758. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0944-1>
- Van Zanten, H. H., Herrero, M., Van Hal, O., Rööös, E., Muller, A., Garnett, T., ... & De Boer, I. J. 2018. Defining a land boundary for sustainable livestock consumption. *Global change biology*, 24(9), 4185-4194.
- Von Borell, E., Baumgartner, J., Giersing, M., Jäggin, N., Prunier, A., Tuytens, F., & Edwards, S. 2009. Animal welfare implications of surgical castration and its alternatives in pigs. *Animal*, 3(11), 1488-1496. <https://doi.org/10.1017/S1751731109004728>
- Von Greyerz, K., Tidåker, P., Karlsson, J. O., & Rööös, E. 2023. A large share of climate impacts of beef and dairy can be attributed to ecosystem services other than food production. *Journal of Environmental Management*, 325, 116400. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116400>
- Wezel, A., Bellon, S., Doré, T. *et al.* 2009. Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 29, 503–515. <https://doi.org/10.1051/agro/2009004>
- Wezel, A., Fleury, P., David, C., Mundler, P. 2014. The Food System Approach in Agroecology Supported by Natural and Social Sciences: Topics, Concepts, Applications. in *Agroecology, Ecosystems, and Sustainability* (Nooureddine Benkeblia ed.). CRC Press
- Wilkins, R. J. 2008. Eco-efficient approaches to land management: a case for increased integration of crop and animal production systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1491), 517-525. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2167>
- Wille, S. C., Barklage, B., Spiller, A., & von Meyer-Höfer, M. 2018. Challenging factors of farmer-to-consumer direct marketing: An empirical analysis of German livestock owners (No. 1807). *Diskussionsbeitrag*. <http://hdl.handle.net/10419/184676>

Wiskerke J. S.C. 2009. On Places Lost and Places Regained: Reflections on the Alternative Food Geography and Sustainable Regional Development, *International Planning Studies*, 14:4, 369-387. <https://doi.org/10.1080/13563471003642803>

Wolff, J. 2019. *Ethics and public policy: a philosophical inquiry*. Routledge.

Yang, Y., Tilman, D., Furey, G., & Lehman, C. 2019. Soil carbon sequestration accelerated by restoration of grassland biodiversity. *Nature communications*, 10(1), 718.

Zira, S., Rööös, E., Ivarsson, E., Hoffmann, R., & Rydhmer, L. 2020. Social life cycle assessment of Swedish organic and conventional pork production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25, 1957-1975. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01811-y>

Zira, S., Rööös, E., Rydhmer, L., & Hoffmann, R. 2023. Sustainability assessment of economic, environmental and social impacts, feed-food competition and economic robustness of dairy and beef farming systems in South Western Europe. *Sustainable Production and Consumption*, 36, 439-448. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2023.01.022>

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