



HAL
open science

Quels indicateurs pour l'évaluation des systèmes agricoles en transition agroécologique ?

Christian Bockstaller, Aude Alaphilippe, Frédérique Angevin

► To cite this version:

Christian Bockstaller, Aude Alaphilippe, Frédérique Angevin. Quels indicateurs pour l'évaluation des systèmes agricoles en transition agroécologique ?. *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 2023, 13 (2), pp.1-18. <10.54800/cba951>. <hal-04471078>

HAL Id: hal-04471078

<https://hal.science/hal-04471078v1>

Submitted on 21 Feb 2024

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

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



Distributed under a Creative Commons CC BY-NC-ND 4.0 - Attribution - Non-commercial use - No Derivative Works - International License



Revue AE&S 13-2 Des référentiels agronomiques et des indicateurs pour la pratique agricole : comment faire face à la diversité des situations dans un contexte de transitions ? - Décembre 2023

Revue à comité de lecture et en accès libre éditée par l'Association Française d'Agronomie sous le numéro ISSN 1775-4240. Plus d'informations www.agronomie.asso.fr/aes

L'AFA est une association à but non lucratif qui publie des travaux en accès libre.

Pour soutenir cette démarche, faites connaître AE&S, adhérez à l'association et faites adhérer votre organisme et vos collègues !



ARTICLE

Quels indicateurs pour l'évaluation des systèmes agricoles en transition agroécologique ?

Christian Bockstaller *, Aude Alaphilippe **, Frédérique Angevin ***

* Université de Lorraine, INRAE, LAE, 68000 Colmar, France

** INRAE, UERI, Domaine de Gotheron 26320 Saint-Marcel-Lès-Valence

*** INRAE, Info&Sols, 45075 Orléans, France

Email contact auteurs : christian.bockstaller@inrae.fr

Résumé

La montée des préoccupations environnementales et, plus généralement, de durabilité autour de l'intensification de l'agriculture, a conduit à l'émergence de nouvelles formes d'agriculture qui s'inscrivent notamment dans le paradigme de l'agroécologie. La phase de transition vers l'agroécologie nécessite une évaluation des systèmes agricoles à la fois pour un diagnostic de la situation de départ, des changements des états lors de la transition, et des cibles à atteindre à l'issue de la transition, pour éventuellement proposer des réajustements de la trajectoire. Dans cet article, nous présentons un cadre conceptuel basé sur une chaîne causale, destinée à catégoriser les indicateurs évaluant les impacts environnementaux et les services écosystémiques, en le positionnant par rapport à d'autres typologies. Ce cadre sera complété par des exemples de méthodes et d'indicateurs, développés pour évaluer des systèmes agroécologiques, globalement ou sur certains aspects spécifiques, pour en illustrer la diversité, sans viser une revue exhaustive. Ces exemples pourront servir de point de départ au développement d'une nouvelle méthode comprenant des indicateurs plus élaborés et en intégrant le concept de service écosystémique.

Mots clés : agroécologie, service écosystémique, évaluation multicritère, cadre conceptuel, chaîne causale, propriété systémique

Abstract

The growing concern for environmental, and more generally sustainability issues with regard to agriculture intensification, has led to the emergence of new agricultural models within the paradigm of agroecology. This transition towards agriculture models based on agroecology requires an assessment of farming systems, either for a diagnosis of the starting situation or of the changes caused by the transition, to modify its path if necessary. In this article we present a conceptual framework based on a causal chain to categorize indicators assessing environmental impacts and ecosystem services, and position it in relation to other classifications. This framework will be supplemented by examples of methods and indicators developed to assess agroecological systems - globally or on specific aspects - to illustrate their diversity, without aiming for an exhaustive review. These examples could serve as a starting point for the development of a new method incorporating indicators from other approaches as well as the concept of ecosystem services.

Keywords: agroecology, ecosystem service, multicriteria assessment, conceptual framework, causal chain, systemic property

Introduction

La montée des préoccupations environnementales et, plus généralement de durabilité, conjointe de l'intensification des systèmes agricoles a conduit à l'émergence de nouvelles formes d'agriculture. Historiquement, les travaux pionniers sur l'agriculture biologique depuis les années 1920, son extension au cours des dernières décennies (Leroux, 2015), comme le développement de la lutte intégrée depuis les années 60 (Girardin, 1993) sont des exemples emblématiques de cette quête de systèmes agricoles respectueux de l'environnement. Plus récemment, l'agroécologie avec ses dimensions scientifique, sociale et technique (Wezel et al., 2009), apparaît comme un nouveau paradigme. Une illustration en est la mise en place du projet agroécologique pour la France du Ministère de l'Agriculture en 2012, focalisé sur la dimension technique du changement de pratiques. Dans la perspective de la durabilité, l'agroécologie repose sur une exigence de la triple performance, économique, sociale et environnementale, et, en même temps, sur des principes faisant appel aux concepts de l'écologie pour répondre à ces objectifs. Pour la définir, dix éléments ou principes, comme, par exemple, la diversité et le recyclage, ont été identifiés dans des travaux de la FAO (Mottet et al., 2020). Au niveau agronomique, elle a été résumée comme la substitution des intrants anthropiques externes par des services écosystémiques (SE) (Therond et al., 2017), c'est-à-dire des processus écologiques ou des éléments de la structure des écosystèmes dont l'homme tire des bénéfices. La pollinisation, la régulation des ravageurs, la protection des sols contre l'érosion, la régulation de l'eau, la fourniture de nutriments sont des exemples de SE régulateurs venant soutenir la production agricole.

Dans tous les cas, il est évident que ce passage au niveau de l'exploitation agricole vers une agriculture basée sur les principes de l'agroécologie ne pourra se faire du jour au lendemain. Une transition est nécessaire et repose sur un changement progressif étape par étape vers un nouvel état désirable qui reste à définir. Cette cible n'est pas une fin en soi et, plus que l'atteinte d'un objectif, c'est le processus de changement incertain et non-prévisible qu'il faut considérer (Prost et al., 2023). Ainsi, très rapidement, une évaluation des systèmes agricoles s'est avérée incontournable, à la fois pour un diagnostic de la situation de départ mais aussi, par la suite, des changements d'état produits par la transition, et des cibles à atteindre à l'issue de cette dernière, pour éventuellement proposer des réajustements de trajectoire. Dans le cadre de la multi-performance, et comme montré aussi par l'approche de la FAO basée sur 10 principes, cette évaluation ne peut qu'être multicritère (Guillou et al., 2013). En effet, il est indispensable de prendre en compte dans l'évaluation les différentes dimensions de la durabilité, principes et performances qui en découlent, sous forme de critères, afin d'identifier les antagonismes mais aussi les synergies entre critères. Et il n'est pas acceptable du point de vue de la durabilité qu'une solution ou plus généralement une transition des systèmes agricoles conduise à améliorer certains critères au prix de la dégradation d'autres critères à un niveau inacceptable pour les acteurs, par rapport à de seuils et normes environnementaux.

Ce besoin d'un cadre conceptuel et méthodologique permettant d'évaluer les systèmes en transition n'est pas nouveau et a conduit précédemment à un foisonnement d'indicateurs et de méthodes d'évaluation. Celles-ci sont définies comme un ensemble plus ou moins structuré d'indicateurs traitant de différents enjeux dans le cadre de la durabilité et de l'agroécologie. Soulé et al. (2021) ont ainsi analysé 262 méthodes d'évaluation de la durabilité au niveau conceptuel et méthodologique, ceci pour la période 1990-2019. Un des constats est la faible prise en compte dans ces méthodes des services écosystémiques (5% des méthodes de la revue), qui sont pourtant une clé de voûte de l'agroécologie. Ainsi, bien que certains auteurs aient parlé d'indicateurs agroécologiques, il apparaît que la majorité ou l'ensemble des indicateurs et méthodes proposés traitaient uniquement des impacts environnementaux (Castoldi et al., 2010 ; Girardin & Bockstaller, 1997).

L'objectif de cet article n'est pas de traiter de ces méthodes « classiques » d'évaluation environnementale mais de faire un point sur les indicateurs et méthodes traitant spécifiquement des principes de l'agroécologie, comme décrits dans Mottet et al. (2020) et des services

écosystémiques qui en sont une composante majeure (Therond et al., 2017). Nous nous centrerons sur les niveaux d'organisation de la parcelle et du système de culture ainsi que de l'exploitation agricole, principalement en grande culture et polyculture-élevage. Nous nous focaliserons sur la dimension agronomique (diversité, synergies, efficacité, recyclage, résilience, et l'économie circulaire) et laisserons de côté les aspects sociaux et de gouvernance (culture et tradition alimentaire, cocréation et partage des connaissances, valeurs sociales et humaines, économie solidaire, gouvernance responsable).

Dans cet article, nous proposons un cadre conceptuel basé sur une chaîne causale pour catégoriser les indicateurs évaluant les impacts environnementaux et les SE, en le positionnant par rapport à d'autres tentatives de catégorisation (Ex : Force motrice/pression/état/impact/réponse, DPSIR de l'Agence Européenne pour l'Environnement ; EEA, 2005). Ce cadre sera complété par une typologie d'indicateurs qui porte sur leur positionnement sur cette chaîne causale et qui prend en compte leur méthode d'obtention (donnée, mesure, modèle). Puis, dans une seconde partie, nous présenterons des exemples de méthodes et indicateurs qui ont été développés pour évaluer des systèmes agroécologiques - de manière globale ou pour certains aspects - pour en illustrer la diversité, sans cependant viser une revue exhaustive.

Un cadre conceptuel et une typologie pour classer les indicateurs environnementaux

Avec le foisonnement des indicateurs observés à la fin des années 90 s'est posée la question de leur caractérisation et classement. Payraudeau et van der Werf (2005) ont fait une distinction simple entre indicateurs « basés sur les moyens », en lien avec les pratiques agricoles, et indicateurs « basés sur les effets » (des pratiques agricoles en termes d'émissions de polluants, de contamination, voire d'impacts sur les organismes vivants). D'autres auteurs ont proposé une classification binaire analogue entre indicateurs « orientés vers l'action » et indicateurs « orientés vers les résultats » (Braband et al., 2003), bien que la notion de résultats puisse porter à confusion et soit vue par certains comme un changement de pratiques (Bonvillain et al., 2020). A l'échelle internationale, les cadres pression/état/réponse (PSR) au niveau de l'OCDE, puis DPSIR, déjà évoqué ci-dessus, ont été repris par de nombreux auteurs, tout en faisant l'objet de nombreuses critiques, notamment pour leur caractère linéaire mais aussi pour des ambiguïtés dans les catégories (Bockstaller et al., 2015). Lang et al. (2007) ont proposé un cadre basé sur l'approche systémique en trois dimensions fonctions/structure/contexte d'un système. Enfin, l'analyse de cycle de vie (ACV), un cadre méthodologique en soi, se centre sur les indicateurs d'impacts, soit « mid-point » (entre les états et les impacts) et « end-point » (impacts finaux ou dégâts). Une autre caractéristique de l'ACV est de considérer le système tout le long du « cycle de vie » d'un produit, d'une activité, avec un système étudié et les systèmes amont (production des intrants) et aval (utilisation du produit et élimination des déchets) pour éviter les transferts d'impacts le long de chaîne de production. L'ACV distingue la technosphère (le système source d'impacts, dans notre cas le système technique de l'exploitation) et l'écosphère (le système affecté, comprenant les différents compartiments environnementaux, avec une ambiguïté sur les sols agricoles, à la fois lieu de production et compartiment touché par les activités humaines).

Face à ce foisonnement de concepts et pour en faciliter l'intercompréhension, nous avons essayé de les intégrer dans la Figure 1 en partant d'une chaîne causale inspirée du cadre DPSIR et de celle de Payraudeau et van der Werf (2005). Cette chaîne comprend des causes (en rouge sur la figure), le système biotechnique (en brun) et les effets (en bleu). Par rapport au cadre précédent, nous avons ajouté des composantes supplémentaires, comme les émissions. Ceci permet de préciser la notion de « pression » dans le cadre DPSIR dans lequel elle englobe à la fois les pratiques et les émissions. Pour lever l'ambiguïté sur le statut du sol, nous avons ajouté l'écosystème agricole qui est lui-même affecté par les pratiques et qui sert d'interface dans un certain nombre de chaînes causales d'impact. En aval (en bleu sur la figure), les sorties comprennent les produits (biens et services) qui sont utilisés devenant sources d'avantages, ainsi que la chaîne causale des impacts pouvant passer par les émissions/changement d'état/impacts. De manière transversale, on peut

aussi évaluer les propriétés systémiques (par exemple : résilience, adaptabilité du système). Ainsi, en fonction du positionnement des indicateurs et de leur objet d'évaluation, il est possible de distinguer des méthodes d'évaluation orientées vers les pratiques ou vers les objectifs, en termes d'impacts et d'avantages, ou encore les propriétés selon différentes approches de la durabilité (Zahm et al., 2015). Cette chaîne causale s'insère dans un niveau d'organisation donné : parcelle/exploitation/territoire (en gris foncé). Ce niveau d'organisation s'insère lui-même dans un système englobant proche (territoire plus grand, région, etc. en gris clair) qui lui-même se situe dans un système global (pays, planète, en gris très clair). Ceci pose des questions sur le changement de niveau d'organisation des indicateurs, question complexe et non traitée dans cet article (Bockstaller et Gilbert, 2019).

Pour chaque composante de ce cadre, des indicateurs peuvent être sélectionnés ou nouvellement développés. Ils peuvent avoir un positionnement différent sur la chaîne causale. Bockstaller et al. (2015) ont distingué :

- les indicateurs de cause qui présentent en général l'avantage d'être mis plus facilement en œuvre (sous réserve que les données soient mises à disposition) mais fournissent une information de faible qualité prédictive sur un effet donné (émission, changement d'état, impacts, etc. ; à droite sur la Figure 1). Ils portent généralement sur des variables causales ou des combinaisons simples de ces variables causales. Celles-ci portent sur les pratiques ou encore les variables pédoclimatiques (à gauche sur la Figure 1).
- les indicateurs d'effet, issus de mesures, comptages, observations, qui sont généralement bien plus difficiles à obtenir mais donnent une « photo plus précise » de l'effet.
- les indicateurs d'effet prédictifs, issus de modèles opérationnels (fondés sur un petit nombre de variables d'entrée accessibles) et des modèles complexes. Ces indicateurs présentent un compromis entre les deux catégories précédentes, en présentant l'avantage de pouvoir relier les causes aux effets et en permettant de mener des évaluations ex ante (a priori).

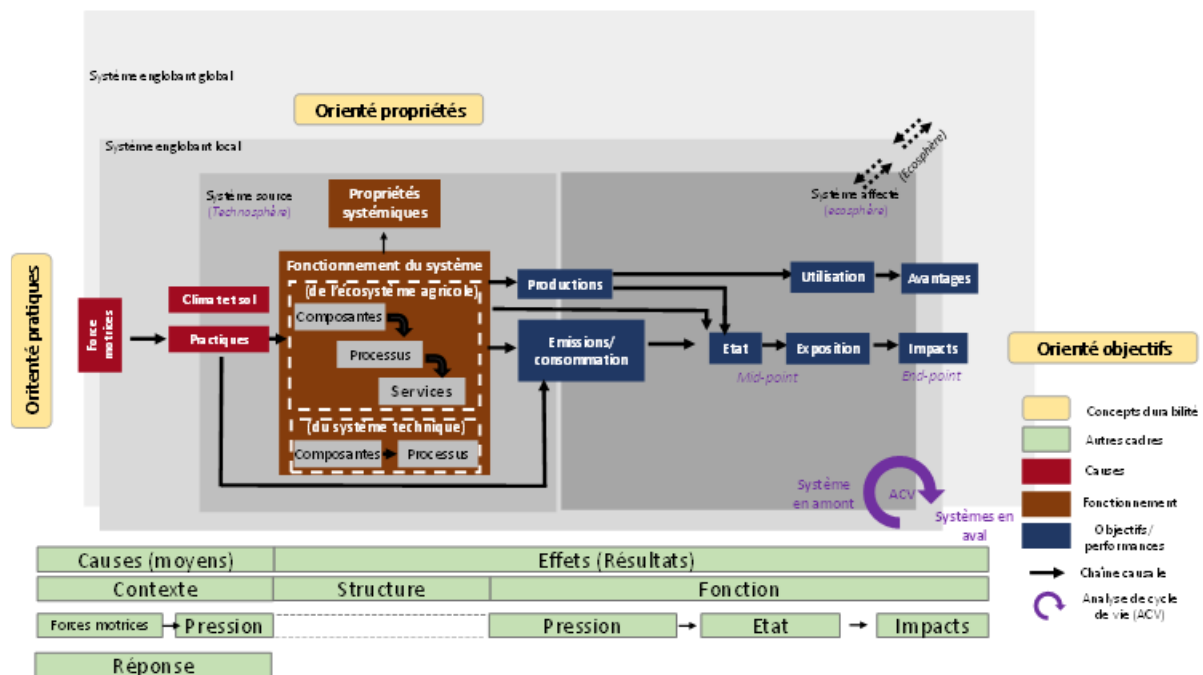


Figure 1 : Cadre conceptuel basé sur chaîne causale développée, intégrant différents cadres conceptuels, méthodologiques et de classification des indicateurs : des approches de la durabilité (jaune), des cadres de classification des indicateurs (vert) avec le niveau d'organisation (cadres gris) ; positionnement de l'analyse de cycle de vie (violet).

Indicateurs et méthodes existantes

Nous avons présenté ci-dessus un cadre conceptuel, basé sur une chaîne causale, qui offre une catégorisation des indicateurs évaluant les impacts environnementaux et les SE. Nous l'avons aussi positionné par rapport à d'autres cadres. En nous y référant, nous présentons différentes méthodes et indicateurs évaluant les systèmes agroécologiques ou en transition de manière globale ou partielle. Nous commencerons cette revue par l'outil pour l'évaluation des performances de l'agroécologie (TAPE) développé par la FAO. Cet outil couvre l'ensemble des aspects de l'agroécologie de manière globale et peu approfondie. L'évaluation de la performance environnementale en fait partie. De manière générale, celle-ci porte sur la réduction des impacts environnementaux (consommation de ressources, contamination des milieux, conservation de la biodiversité) et les services écosystémiques. Nous poursuivons cette revue par différentes méthodes et indicateurs couvrant ces aspects. Nous positionnerons l'ACV et l'analyse énergétique, puis développerons l'évaluation de la biodiversité. La diversification des systèmes étant une voie privilégiée dans la transition agroécologique, nous caractériserons deux méthodes : l'une évaluant ses atouts, selon l'angle des rotations et l'autre traitant de la reconnexion animal-végétal. Un autre article de ce numéro portera spécifiquement sur les systèmes agroforestiers (Alaphilippe et al., dans cette revue). Enfin, nous aborderons l'évaluation agroécologique de systèmes de production alimentaire qui permet d'approfondir certains principes d'agroécologie formulés par la méthode TAPE. Le Tableau 1 fournit une vue d'ensemble de ces méthodes et indicateurs avec des descripteurs utilisés couramment dans des études de comparaison (Lairez et al., 2015) et la typologie des indicateurs de Bockstaller et al. (2015). Nous n'avons rien ajouté sur la dimension temporelle car aucune méthode ou indicateur ne traite de manière directe les aspects dynamiques.

Tableau 1 : vue d'ensemble des méthodes revues dans l'article (SE : service écosystémique).

Méthode / indicateur	Public visé	Finalité	Objet	Système	Échelle spatiale	Type d'indicateur
TAPE	Acteurs de l'AE : décideurs, ONG, R&D, etc.	Sensibilisation aux pratiques de l'AE	Évaluation des éléments de l'AE	Divers	Exploitation agricole	Cause Qualitatif/quantitatif
I-DRo	R&D	Conception, conseil	Diversité et SE fournis par la rotation	Grande Culture et poly-culture-élevage	Parcelle	Prédictif Semi quantitatif
Analyse énergétique	Recherche	Fourniture de connaissance	Performance énergétique et agroécologie	Divers	Diverse	Prédictif /mesuré Quantitatif
Indicateurs biodiversité	R&D	Conception, conseil	Impact sur la biodiversité	Divers	Diverse	Prédictif /mesuré Qualitatif/quantitatif
Dardonville et al. (2022)	R&D	Conception, conseil	SE potentiels, réels et utilisés fournis par le système de culture	Grande culture	Parcelle	Prédictif Semi quantitatif
NiCC'El	Recherche	Fourniture de connaissance	Complémentarité élevage-culture	Elevage ruminant	Exploitation agricole	Cause Quantitatif
Puech et Stark (2023)	Recherche	Fourniture de connaissance	Analyse des flux	Poly-culture élevage	Exploitation agricole	Prédictif Quantitatif.

TAPE : Une méthode d'évaluation basée sur les principes de l'agroécologie

Cette méthode globale d'évaluation d'exploitations agricoles développée dans le cadre de travaux de la FAO (Mottet et al., 2020) repose sur la mise en œuvre de quatre étapes (Figure 2) :

- Une étape préliminaire de description des systèmes et contexte dans lesquels la méthode doit être mise en œuvre : les caractéristiques démographiques des exploitations/ménages de ce territoire, de l'environnement écologique, de l'environnement social et productif et de la structure du marché dans le territoire ainsi que de l'environnement institutionnel qui pourrait être favorable à l'agroécologie
- Etape 1 : caractérisation de la transition agroécologique : évaluation de dix éléments liés entre eux, plus ou moins englobants qui sont déclinés en indices de caractérisation de la transition agroécologique (CAET). Ces CAET sont notés entre 0 et 4 selon une grille de notation. Ainsi, par exemple, le CAET « culture » (en haut du tableau de l'étape 1 à gauche sur la Figure 2) portant sur la diversité des cultures est notée 0 en cas de monoculture, 1 si une culture couvre au moins 80 % de la surface cultivée, 2 : si présence de 2 ou 3 cultures, 3 : si plus de 3 cultures adaptée aux conditions locales et changement climatique et 4 : si outre le cas précédent, la diversité est augmentée par les cultures associées ou la double culture, etc. Comme le nombre d'indices CAET varie selon les éléments, les résultats sont rapportés à la note maximale de l'élément en pourcentage. Une note de 12 pour les 4 indices de la diversité, par exemple, est standardisée en $12/16 = 75\%$.
- Etape 2 : évaluation des critères essentiels de performance agroécologique. Elle porte sur l'évaluation de dix performances agroécologiques définies par les experts : une relative à la gouvernance, trois économiques, une se rapportant à la santé et la nutrition, deux sociales et deux environnementales qui ne concernent que le système agricole. Ainsi, la dimension environnementale n'inclut pas les émissions de polluants vers différents compartiments environnementaux comme l'eau ou l'air mais reste limitée au sol agricole et à la biodiversité au sein du système agricole. Si les indicateurs économiques type marge sont calculés, un indice de Gini est mis en œuvre pour la biodiversité, utilisant des données sur les cultures, les variétés et des observations sur la végétation et les pollinisateurs. Pour le sol, une batterie de dix indicateurs facilement observables est utilisée.
- Etape 3 : analyse combinée des étapes 1 et 2 et interprétation participative. L'interprétation des résultats doit être menée de manière participative avec la communauté ou le territoire identifiés à l'étape 0 et dans lequel les enquêtes agricoles ont été menées. Les objectifs sont de : a) vérifier l'adéquation et la performance du cadre, b) confirmer/interpréter l'analyse pour la rendre pertinente par rapport au contexte, en ajustant les seuils utilisés à l'étape 2 pour « l'approche par feux tricolores » (étape 3 sur la Figure 2) ; en incluant une discussion sur l'échantillonnage et l'extrapolation de l'exploitation au territoire ; et c) concevoir/discuter des solutions possibles pour améliorer les indicateurs et soutenir la transition, en utilisant éventuellement l'outil pour suivre les progrès.

La méthode TAPE a été testée sur des exploitations agricoles de différents systèmes de production, tailles, pays, du Sud principalement (Angola, Argentine, Cambodge, Cuba, Thaïlande, ...). Par exemple, une évaluation menée sur une ferme intégrée en Thaïlande avec de la culture de riz, de l'élevage et de l'aquaculture a montré une intégration limitée entre les trois sous-systèmes sur cette exploitation, qui gardait une forte part de riz cultivé en monoculture.

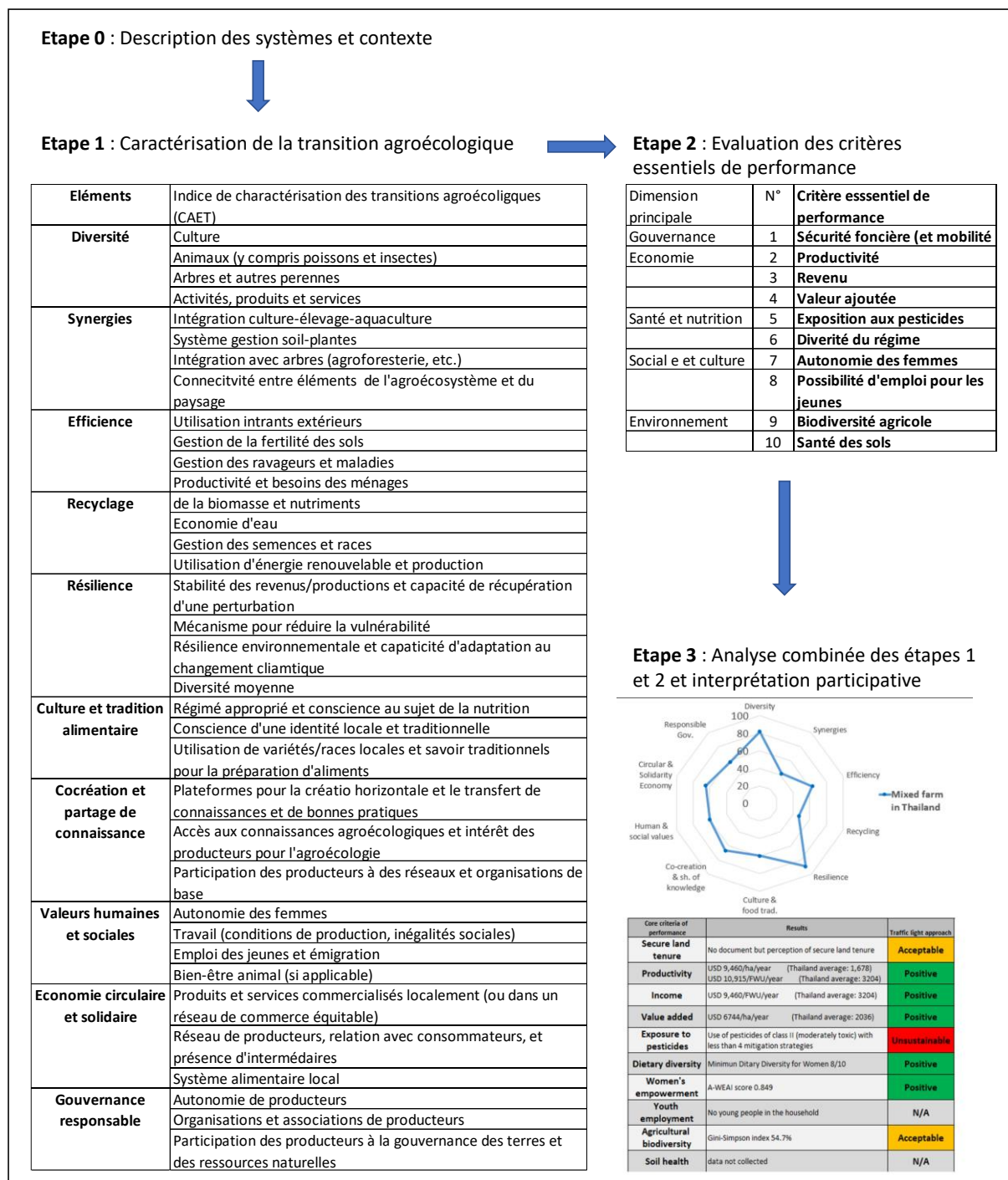


Figure 2 : Les quatre principales étapes de la méthode TAPE (Mottet et al., 2020).

Evaluation des impacts environnementaux

Analyse énergétique et agroécologie

L'analyse énergétique a souvent été utilisée pour évaluer la durabilité et le fonctionnement des systèmes agricoles (Hercher-Pasteur et al., 2020). L'approche en ACV consiste à comptabiliser toutes les entrées sous forme de consommation directe (pour le transport, les interventions culturales, le chauffage, etc.) et indirectes (pour la production des intrants, des machines, etc.). D'autres approches telle la méthode IDEA4 - propriétés (Zahm et al., 2015) se focalisent uniquement

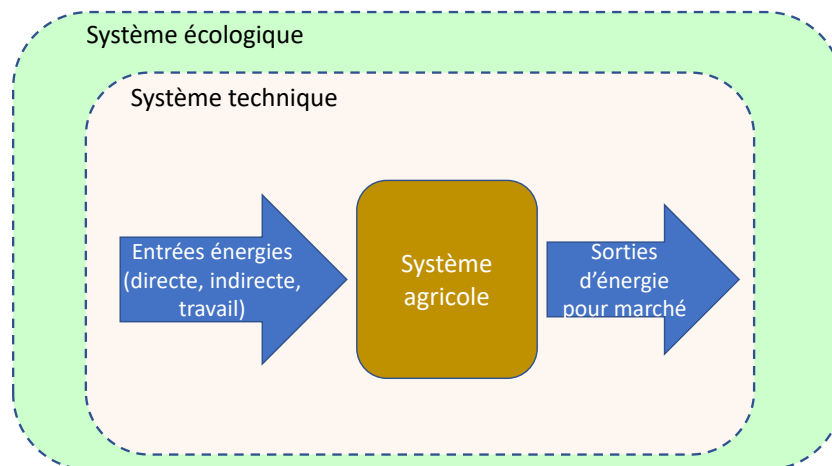
sur les principaux postes de consommation. D'autres comptabilisent encore toutes les sorties sous forme d'énergie contenue dans les produits issus de l'exploitation agricole. Des indicateurs comme l'efficacité (sorties/entrées), le bilan (sorties-entrées) ou simplement la consommation (Ex : en ACV) ont été proposés (Figure 3a).

Dans un système agroécologique, le recyclage est un élément important, comme indiqué dans la méthode TAPE (Figure 2). C'est ainsi que, dans une approche qualifiée d'agroécologique, la part d'énergie recyclée sous forme de biomasse non récoltée ou réutilisée par le système est aussi considérée (Figure 3b). Ceci conduit au calcul d'un indicateur d'efficacité agroécologique (ou EROI, retour d'énergie sur énergie investi). Il est basé sur le ratio :

$$\text{EROI agroécologique} = \frac{\text{Sorties énergie}}{\text{Entrées énergie} + \text{énergie dans la biomasse non récoltée} + \text{énergie réutilisée}}$$

Celui-ci peut être complété par un indicateur estimant la part d'énergie dans la biomasse non récoltée par rapport à l'énergie total-entrant, dénommé « EROI biodiversité » (Guzmán et al., 2018), et la part d'énergie réutilisée par rapport aux entrées d'énergie.

a)



b)

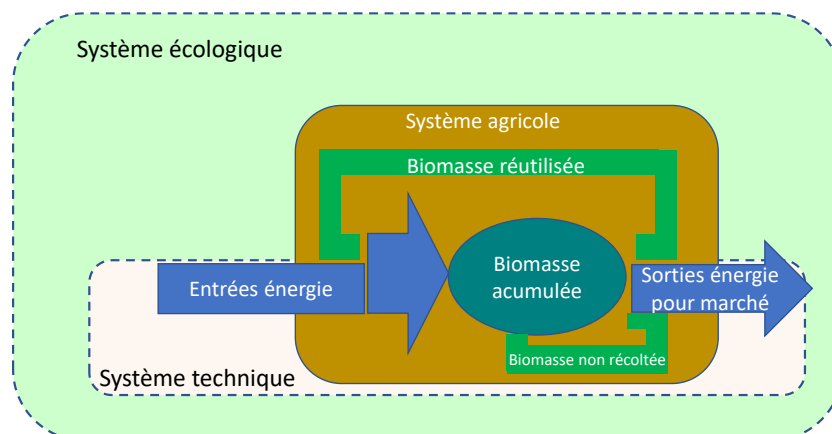


Figure 3 : Schéma des flux énergétiques pris en compte dans des approches d'analyse énergétique' : a) conventionnelle, b) agroécologique (adapté de Hercher-Pasteur et al. (2020) et Guzmán et al. (2018)). Les termes « biomasses » désignent le contenu énergétique de la biomasse.

Évaluer la biodiversité

La biodiversité est un élément central en agroécologie par son rôle dans la fourniture de SE (Therond & Duru, 2019). Elle est l'un des critères de performance de l'étape 2 de TAPE. C'est cependant une thématique complexe pouvant être décrite par de nombreuses variables, au nombre de 23, regroupées en 6 grandes catégories (Geo-Bon, 2023) : composition génétique, populations d'espèces, traits des espèces, composition des communautés, fonctionnement des écosystèmes, structure des écosystèmes. Cependant, une majorité de travaux portent sur les populations d'espèces (abondance et diversité). A ceci, il faut ajouter la distinction entre :

- biodiversité planifiée, c'est-à-dire celle que gère directement l'agriculteur et qui concerne la diversité des animaux et des races, des espèces et variétés végétales,
- biodiversité associée, d'espèces sauvages non gérées directement par l'agriculteur. Il est encore possible de distinguer entre :
 - o une biodiversité para-agricole qui fournit des services écosystémiques, comme la régulation des ravageurs par des espèces d'auxiliaires des cultures. A ceux-ci s'ajoutent aussi des dis-services comme les dommages causés par les ravageurs,
 - o une biodiversité extra-agricole hébergée par les écosystèmes agricoles, qui est sous influence des pratiques agricoles, mais n'affecte pas l'agriculture dans l'état des connaissances actuelles.

Dans tous les cas, Bockstaller et al. (2019) ont montré qu'il existe de nombreux indicateurs de cause, basés sur des variables de pratiques comme la diversité des cultures, la taille des parcelles, l'intensité d'utilisation des pesticides. Il existe également des indicateurs d'effet, qui sont soit mesurés et portent généralement sur l'abondance et/ou le nombre d'espèces au sein d'un ou plusieurs groupes taxonomiques (Ex : la diversité floristique), soit prédictifs. Pour cette troisième famille d'indicateurs, les indicateurs d'effet prédictifs, le choix est plus restreint. Une majorité de ces indicateurs sont qualitatifs, reposant notamment sur des arbres de décision (avec des règles de décision « si alors ») construit avec l'outil DEXi (Bohanec, 2021).

Evaluer les services écosystémiques

La prise en compte des services écosystémiques est au cœur de l'agroécologie (Therond et al., 2017), mais a été jusqu'à maintenant peu traitée par les méthodes d'évaluation environnementale, comme montré par Soulé et al. (2021). Une méthode d'évaluation des SE fournis par les systèmes de culture a été développée par Dardonville et al. (2022). Elle comporte une structuration en quatre niveaux (Figure 4) :

- Evaluation de l'évolution du capital naturel décrit par quatre indicateurs : la matière organique du sol, l'érosion des sols (qui vient altérer le capital naturel), le phosphore du sol et la biodiversité ;
- Évaluation du service potentiel à partir du capital naturel et des pratiques portant sur la configuration spatio-temporelle et la composition (ex : rotation, habitats semi-naturels, ...)
- Evaluation du service réel qui résulte de la modulation du service potentiel par des pratiques culturales, telles l'utilisation d'insecticides ou le travail du sol ;
- Evaluation du service utilisé par l'agriculteur qui est issu d'une modulation du service réel par la mise en œuvre de technologies qui permettent de prendre en compte le service fourni, comme des outils de pilotage (par exemple pour la gestion de l'azote).

La méthode traite de neuf SE de régulation pour les agriculteurs : régulation des bioagresseurs (ravageurs, maladies, adventices), pollinisation, approvisionnement en eau, fourniture d'éléments minéraux (azote et phosphore), structuration du sol, maîtrise de l'érosion. Pour chaque niveau, un système de notation des pratiques a été mis en place à partir de la bibliographie et à dire d'experts pour obtenir un indicateur prédictif d'effet. Une moyenne des notes est calculée.

La méthode a été mise en œuvre sur un groupe de 28 exploitations de la région Grand Est et a permis d'identifier cinq groupes allant d'exploitations avec un niveau de SE réel élevé et de SE

utilisés supérieur à la moyenne, sans épuisement du capital naturel, jusqu'à des exploitations avec un niveau faible de SE réel et de faible à moyen pour le SE utilisé.

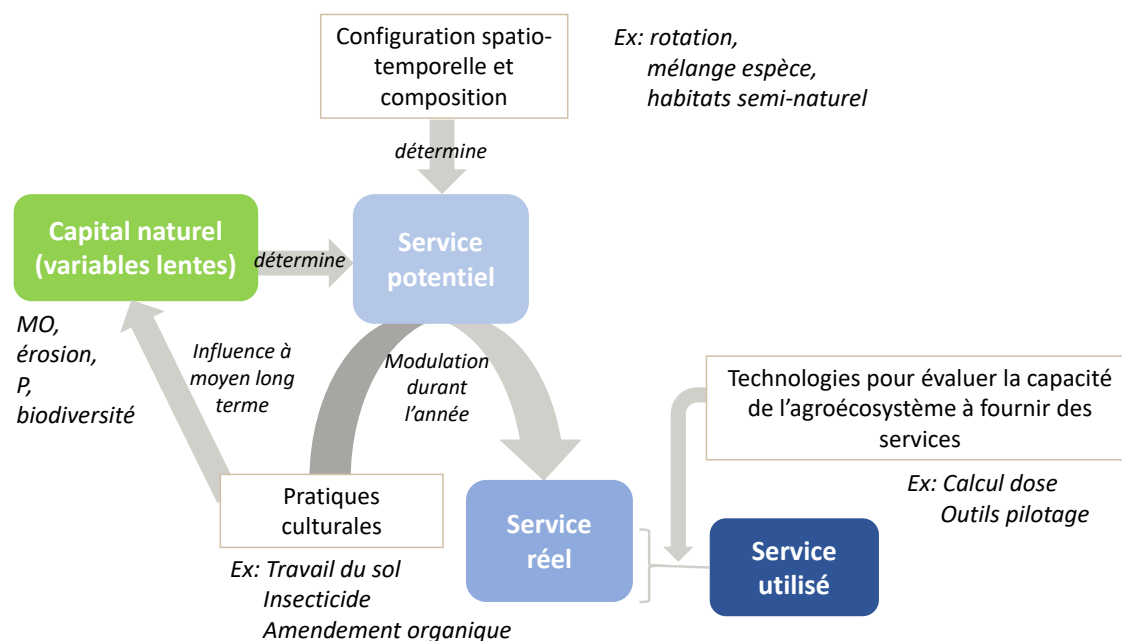


Figure 4 : Structure de la méthode d'évaluation des services écosystémiques fournis par les systèmes de culture (Dardonville et al., 2022).

Evaluation de systèmes diversifiés

Indicateur de diversité de la rotation en grandes cultures (I-DRo)

Comme montré par la méthode TAPE, la diversité des cultures est une composante essentielle en agroécologie. L'indicateur I-DRo développé par Keichinger et al. (2021) vise à évaluer la diversité des cultures dans les rotations sous l'angle temporel et spatial, taxonomique et fonctionnel (Figure 5) en n'utilisant que les données de la rotation (incluant les cultures de rentes – pure ou en association - ou en dérobée et les cultures intermédiaires) et la largeur des bandes de culture. L'indicateur est structuré en 3 composantes :

- **Un indicateur de services écosystémiques (I-SER)** qui évalue la contribution de la rotation à 12 services de régulation (dont la régulation des bioagresseurs, la fourniture d'azote, la pollinisation, etc.). Ces services sont évalués par un système d'équations et de notations utilisant des connaissances bibliographiques et expertes. L'indicateur de réduction de lixiviation du nitrate est ainsi basé sur une équation, utilisée aussi dans le projet européen NIVA¹ (Bockstaller et al., 2021). Ces indicateurs sont notés entre 0 (absence de service) et 1 (service maximum) et peuvent être agrégés par une moyenne corrigée par l'écart-type et l'amplitude des valeurs ainsi qu'un facteur de calibrage pour limiter la compensation entre indicateurs.
- **Un indicateur de diversité taxonomique (I-DCR)** basé sur l'indicateur de Simpson inversé (Jost, 2006) qui se comprend bien mieux que l'indice très populaire de Shannon (Jost, 2006). En effet, l'indice de Simpson donne le nombre de cultures dominantes. Les cultures intermédiaires sont comptées avec un poids plus faible de 33 %. Il est calibré sur la base des

¹ A New IACS Vision in Action : Ce projet a pour objectif, grâce à la télédétection, de réduire les coûts d'administration de la PAC tout en améliorant la durabilité et la compétitivité des systèmes agricoles.

choix suivants : 1, 2, 4 et dix cultures correspondent respectivement à des valeurs pour I-DCR de 0, 0.3, 0.6 et 1.

- Un indicateur de diversité spatiale (I-DSR) reposant sur la largeur des bandes cultivées avec une équation de régression calibrée avec les données suivant : I-DSR = 1 pour une largeur de 3 m, I-DSR = 0,5 pour une largeur de 27 m et I-DSR = 0 pour une largeur de 243 m (au-delà de 243 m, I-DSR = 0).

Si le premier sous-indicateur (I-SER) est un indicateur d'effet prédictif, les deux autres sont des indicateurs de cause basé sur des pratiques. Ces trois sous indicateurs peuvent être, si besoin, agrégés de manière hiérarchique en un indicateur global, comme montré sur la Figure 5. Celui-ci a été développé avec la méthode CONTRA (Bockstaller et al., 2017) qui permet d'éviter les effets de seuils et oblige à être transparent sur les choix de construction.

L'indicateur a été testé sur de nombreuses rotations, conventionnelles et innovantes, notamment dans le cadre du projet européen DiverIMPACTS (Messéan et al., 2021). Un antagonisme a été, entre autres, mis en évidence entre le SE de fourniture d'azote et la régulation des maladies dans les rotations à forte proportion de légumineuses. Ainsi l'introduction de légumineuse est un levier majeur dans la transition agroécologique des systèmes de production végétale, mais il doit être mobilisé avec modération pour ne pas créer de nouveaux problèmes.

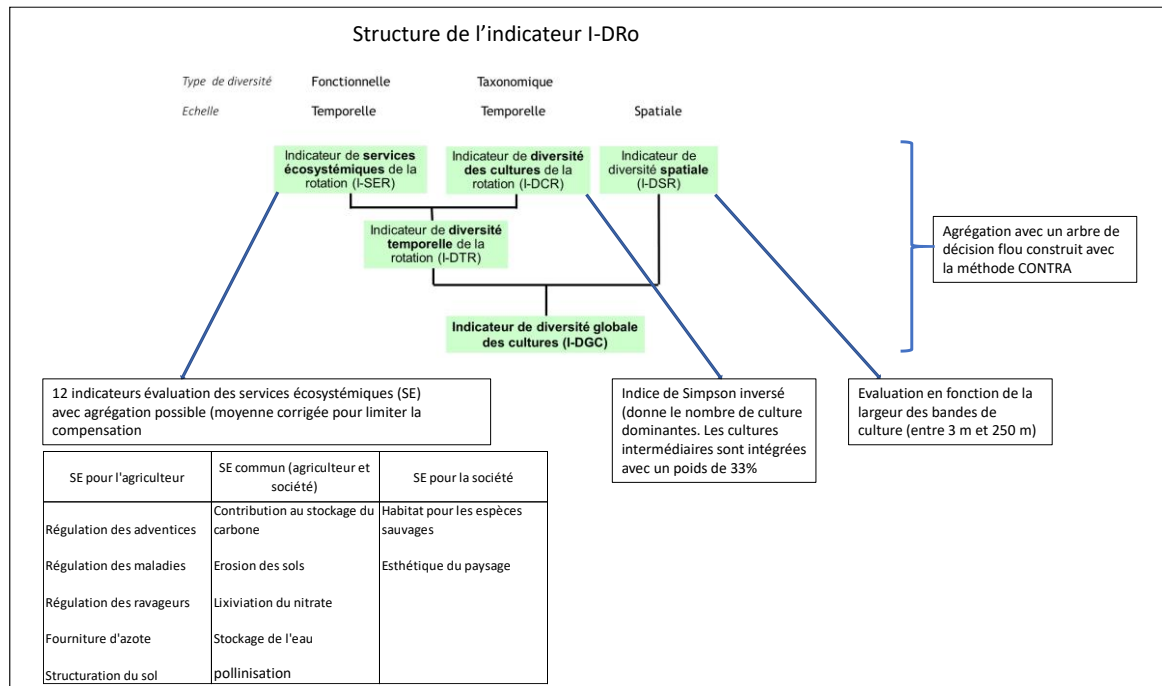


Figure 5 : Structure de l'indicateur de diversité des rotations I-DRo (Keichinger et al., 2021).

Evaluation de la complémentarité élevage-culture : l'indicateur NiCC'EI

La méthode TAPE a introduit un élément « synergie » comprenant un critère d'intégration culture-élevage. Plusieurs études ont abordé ce couplage avec des utilisations combinées de méthodes d'évaluation multicritères. Des exemples sont :

- Le projet POSCIF qui évalue la triple performance dans le cas du pâturage d'ovins dans des couverts de systèmes céréaliers (Verret et al., 2022),
- Le projet DiverIMPACTS, avec une modélisation intégrée, réalisée avec la plateforme MAELIA, d'exploitations pratiquant les échanges paille-fumier et des modifications de rotation chez les céréaliers (Catarino et al., 2021).

Cependant, l'objet de ces études n'était pas d'évaluer le degré d'intégration ou de couplage culture-élevage.

Martel et al. (2017) ont développé un indicateur spécifique, NiCC'El, à partir de dix critères relevés sur 1190 fermes bovines dans trois réseaux (Institut de l'Élevage - Inosys, réseau CIVAM et réseau Charolais INRAE). Ces dix critères traitent de l'utilisation des surfaces pour les animaux, de l'autonomie alimentaire et en litière du troupeau et de l'autonomie en fertilisation azotée des végétaux (Tableau 2). Des variables liées au partage du travail ou de matériel entre ateliers ou encore les échanges paille-fumier n'ont pas pu être incluses, faute de données. Cet indicateur repose sur une analyse multivariée et est calculé à l'aide des coordonnées de l'exploitation sur les axes 1, 2 et 3, pondérées par l'inertie de l'axe. Ces axes portent respectivement sur la part de surface dédiée à l'alimentation animale et aux achats d'engrais (axe1), sur l'autonomie protéique et en achat de pailles ainsi que la part de maïs dans la SFP (axe 2) et sur les achats de fourrages par UGB et la part des surfaces en protéagineux dans les cultures (axe 3). Deux seuils ont été proposés pour avoir une répartition des 1190 exploitations en 3 classes de couplage aux effectifs assez semblables (faible : 30 %, moyen : 40 %, élevé : 30 %). Cet indicateur a fait l'objet d'aménagements pour en faciliter l'usage et de l'adaptation à une autre filière, celle de volailles de chair en exploitations spécialisées (Martel et al., 2020).

L'étude sur la filière bovine a permis de montrer que le couplage est possible pour tout type d'exploitation et que les exploitations les plus couplées sont aussi celles qui ont montré les meilleures performances économiques et environnementales.

Tableau 2 : Les 10 critères retenues pour le calcul de l'indicateur NiCC'El de caractérisation du couplage culture-élevage (Martel et al., 2017)

N°	Variable
	Utilisation des surfaces pour les animaux
1	% de la SAU dédiée à l'alimentation animale (y compris les surfaces de couvert d'intercultures)
2	% de maïs dans la SFP
3	% des cultures non fourragères dédiées à l'alimentation animale (y compris les surfaces stockées mobilisées pour l'auto-consommation)
4	Surface de couvert d'interculture dédiée à l'alimentation animale (/ SAU)
	Autonomie alimentaire et en litière du troupeau
5	Autonomie en concentrés
6	Somme dépensée par UGB pour l'achat de fourrage
7	Nombre d'années avec achat de paille
	Autonomie en fertilisation azotée des végétaux
8	Somme dépensée par hectare pour la fertilisation sur les surfaces cultivées
9	Somme dépensée par hectare pour la fertilisation sur les surfaces en herbe
10	Part de protéagineux dans les surfaces non fourragères

Évaluation agroécologique de la production alimentaire

Pour aller plus loin dans l'évaluation système associant culture et élevage, Puech et Stark (2023) ont proposé des indicateurs issus de l'analyse des réseaux écologiques, une approche générique qui ne dépend pas d'un jeu de données comme c'est le cas de l'indicateur NiCC'El. Cette approche nécessite de décrire le métabolisme et de quantifier des flux de matière du système culture-élevage (Ex : kg N). Plusieurs indicateurs d'intégration culture élevage, dont le détail dépasse largement le cadre de cet article, sont brièvement présentés dans le Tableau 3. Ces indicateurs peuvent être utilisés pour comparer des systèmes mais la question des valeurs cibles à atteindre pour avoir un système durable reste à traiter.

Ces auteurs ont comparé un système bovin-lait basé sur l'herbe et un système diversifié (bovin lait, porc plein air, ovin) en utilisant ces indicateurs et d'autres indicateurs de performance (efficacité, productivité, résilience, etc.). Les systèmes se sont révélés proches par leurs taux de circulation interne (voisins de 75%) et une équitabilité moyenne des flux (proche de 0.5) mais avec des flux plus importants dans le système bovin lait et plus d'échanges dans le système diversifié.

Tableau 3 : Indicateurs d'intégration culture-élevage de (Puech et Stark, 2023).

Indicateur	Méthode de calcul
Flux totaux dans le système (FT)	Ensemble de flux (ex : en kg N/ha) dans le système
Flux interne (FI)	Ensemble des flux internes (Ex: en kg N/ha) dans le système (on exclut les entrées venant de l'extérieur et on ajoute le stockage interne).
Taux de circulation interne	Ratio des deux (FI/FT)
Information mutuelle moyenne (IMM)	Fonction du nombre d'échanges dans le système
Incertitude statistique (IS)	Hétérogénéité des flux dans les échanges
Incertitude réalisée	Ratio des deux (IM/IS) : une valeur de 1 signifie que les flux sont très concentrés sur peu de relation et une valeur de 0 signifie que les flux sont équitablement répartis

Discussion

Un nouveau cadre conceptuel plus large et intégrateur

Le cadre conceptuel que nous avons développé permet de positionner la partie spécifiquement « agroécologique » des méthodes présentées ci-avant ou des indicateurs cités sur la chaîne causale. Dans la construction de ce cadre, nous avons cherché un compromis entre la complexité de celui de Bergez et al. (2022) et d'autres cadres comme le DPSIR. Dans le premier, les systèmes sociotechniques et écologiques sont distingués de manière explicite, ce que nous n'avons pas fait par souci de simplification, si ce n'est dans la boîte « fonctionnement du système » à la Figure 1, pour laquelle nous avons distingué l'écosystème et le système technique. Cependant, nous sommes allés plus loin que les autres cadres de classification en positionnant les trois orientations possibles des approches d'évaluation de la durabilité revus par Zahm et al. (2015). De même, nous avons introduit le système étudié (en ACV, la technosphère) en le distinguant du système englobant (l'écosphère, pour la partie environnementale en ACV), ce qui est à mettre en parallèle avec les impacts locaux et globaux en ACV. Ce système comprend à la fois l'écosystème agricole pourvoyeur de services écosystémiques et le sous-système technique qui engendre des processus parallèles à l'écosystème (ex : recyclage).

Des méthodes et indicateurs pour la transition et non sur la transition agroécologique

Dans cet article nous avons abordé à la fois des méthodes d'évaluation reposant sur une liste d'indicateurs et des indicateurs spécifiques pour aborder certains enjeux de l'agroécologie et de la durabilité (biodiversité, énergie, services écosystémiques) comme résumé dans le Tableau 1. Pour la méthode TAPE, comme pour celles évaluant un élément important de l'agroécologie,

l'intégration culture-élevage, nous nous sommes centrés sur la partie agronomique. Certaines méthodes telle TAPE sont complétées par une évaluation multicritère des performances économiques, sociales et environnementales, telles que celles proposées dans les méthodes MASC 2.0 (Craheix et al., 2012), DEXiFruits (Alaphilippe et al., 2017) ou IDEA4 (Zahm et al., 2019). D'autres, comme les indicateurs de services écosystémiques, peuvent les compléter. Ces méthodes et indicateurs permettent d'évaluer les performances et propriétés de systèmes en transition agroécologique, mais pas directement leur niveau atteint dans cette dynamique. Celle-ci pourrait être abordée par une répétition de leur évaluation au cours de la transition à l'aide d'une série de données temporelles qui permettrait d'estimer les progrès venant de diversification, recyclage, etc. Mais il manque certainement encore des indicateurs évaluant réellement la transition proprement dite.

Des méthodes et indicateurs qui évaluent le fonctionnement du système

Il ressort de la revue de ces méthodes/indicateurs que la partie spécifiquement « agroécologique » porte sur le fonctionnement du système (en reprenant la terminologie de notre cadre conceptuel, cf. Figure 1), alors que les méthodes d'évaluation de la durabilité se concentraient jusqu'à maintenant sur les entrées (pratiques) et/ou les sorties (impacts/production), et dans certains cas plus rares sur les propriétés systémiques (Soulé et al., 2021). L'évaluation de la transition agroécologique pousse donc à « ouvrir le capot du système » et à ne pas le considérer comme une boîte noire. Ceci peut se faire à des degrés divers.

Par rapport au cadre décrit dans la Figure 1, la méthode TAPE propose des éléments de raisonnement ou des principes de l'étape 1, qui mélangent pratiques (ex : diversité des cultures) et propriétés systémiques (ex : résilience), tandis que l'étape 2 porte sur des objectifs (biodiversité, santé des sols), par rapport au cadre de la Figure 1. Certains éléments se retrouvent dans des méthodes d'évaluation multicritère classique telle IDEA4 (Zahm et al. 2019). Ainsi, la diversité peut être reliée aux pratiques (ex : choix des productions, des cultures, des variétés ou races) et l'efficacité porte sur des rapports entrées/sorties (Hercher-Pasteur et al., 2020). En revanche, les éléments de synergies et de recyclage, d'intégration culture-élevage, conduisent à une dimension réellement systémique. De même, la résilience prend en compte les aspects dynamiques peu couverts par les méthodes d'évaluation environnementale (Soulé et al., 2021). Dans tous les cas, les indicateurs proposés sont très simples, reposant sur des variables causales, des mesures très faciles, présentant donc un faible caractère prédictif. Ainsi la résilience n'est pas traitée sous l'angle dynamique par une série temporelle mais par des variables statiques.

En analyse énergétique, qui a l'avantage d'être quantitative, des indicateurs spécifiques ont été proposés pour entrer dans le fonctionnement du système et ne pas juste considérer les entrées et les sorties mais aussi le type d'intrants et les flux internes. Quant à l'indicateur NICC'EI, il fournit une information limitée sur le degré de complémentarité sans donner d'informations précises sur les synergies entre élevage et cultures. Enfin, c'est dans l'approche de Puech et Stark (2023) que le système est réellement ouvert avec une description du métabolisme, une quantification de tous les flux internes.

Pour la question de l'intégration des différentes productions au sein d'une exploitation agricole, la méthode TAPE, à la différence des suivantes, ne traite pas que de l'intégration culture-élevage terrestre mais ajoute l'aquaculture, dans le cas de systèmes intégrés (Lazard, 1986). Par ailleurs, elle comprend aussi un indicateur sur l'intégration des arbres, pour évaluer des systèmes agroforestiers (Alaphilippe et al., dans cette revue) ou de permaculture. La méthode développée par Puech et Stark (2023) pourrait tout à fait s'appliquer à ces systèmes impliquant des cultures ou éléments pérennes. Mais, là encore, cela nécessite des mesures de flux entre tous les éléments.

Des méthodes et indicateurs de faisabilité variables

En termes de faisabilité, les indicateurs de la méthode TAPE restent faciles à mettre en œuvre avec des données de l'exploitation ou des observations de terrain abordables pour les praticiens non chercheurs. De même, l'indicateur I-DRo est facile à calculer avec pour seule donnée la rotation, accessible du moins en termes de séquence de culture par le RPG. La méthode proposée par Dardonville et al. (2022) demande une description plus complète du système de culture et quelques données paysagères semi quantitative. L'indicateur NICC'EI reste calculable avec des données recueillies sur l'exploitation même si son calcul est plus élaboré. Les indicateurs d'analyse énergétique proposé demandent des données pas forcément accessibles sur les flux de biomasse non utilisées, etc. Cependant c'est certainement la méthode proposée par Puech et Stark (2023) qui demande l'investissement le plus conséquent, qui n'est possible que dans des projets de recherche et développement. Ces auteurs ont aussi ajouté des indicateurs de performances comme l'efficacité et la résilience, qui sont des propriétés du système mais qui peuvent aussi être reliés à des objectifs de durabilité, productivité ou de pertes en nutriments. Ces deux dimensions se retrouvent dans d'autres listes d'indicateurs mais peuvent aussi être structurées et différenciées comme dans la méthode IDEA4 (Zahm et al., 2019). Il est à noter que Puech et Stark (2023) se sont focalisés sur des flux de matière et n'ont pas traité des interactions biotiques ou des processus écologiques. Le réseau causal complexe dans un système agroécologique de culture en plein champ, proposé par Hawes et al. (2021) pourrait servir de base à un tel travail. Ces auteurs ont relié les pratiques, les composantes biologiques (ex : ravageurs, auxiliaires), les SE et les sorties (Rendements et impacts environnementaux).

La question de l'évaluation des services écosystémiques

Le concept de services écosystémiques (SE) est au cœur de l'agroécologie (Therond et al., 2017) bien qu'il n'ait pas été identifié dans la méthode TAPE. Il est vrai que la notion de service écosystémique dans les agroécosystèmes est complexe (Soulé et al., 2023 ; Tibi et Therond, 2017), car il y a une imbrication forte des processus écologiques et sociotechniques (Lescourret et al., 2015). Cela a conduit Soulé et al. (dans ce numéro), à développer une évaluation conjointe des SE et des impacts. Par ailleurs, Dardonville et al. (2022) se sont aussi appuyés sur ces définitions précises du concept de SE pour développer leur méthode, ce qui les a amenés à distinguer capital naturel, services potentiels, réels et réellement utilisés. Cette approche assez exhaustive pourra être améliorée avec l'acquisition de nouvelles connaissances plus quantitatives sur les relations pratiques-services. Un autre point d'amélioration est l'agrégation des éléments qui repose sur des moyennes. Or, ce calcul de moyenne pose clairement des questions sur l'additivité et la compensation des critères (Lairez et al., 2015). La méthode I-DRo, bien que d'une portée bien plus limitée en ne traitant que des services potentiels liés à la diversification des cultures dans la rotation, propose des méthodes de calcul et des méthodes d'agrégation permettant d'éviter les compensations entre critères. Dans tous les cas, ces deux méthodes sont bien plus élaborées que l'approche classique utilisant des proxies de surfaces d'occupation des sols pondérés par des coefficients de service, ce qui a été critiqué par certains auteurs (Eigenbrod et al., 2010).

Un sujet sensible : la prise en compte de la productivité dans l'évaluation environnementale

Par ailleurs, un défi dans l'évaluation environnementale des systèmes agroécologiques reste le problème de la productivité, qui peut être plus faible dans les systèmes agroécologiques. Ceci influe fortement sur les résultats dans les méthodes basées sur l'ACV. Ces dernières tendent à attribuer un même voire un plus faible impact aux systèmes intensifs qu'extensifs (dont des systèmes agroécologiques) par leur approche par produit, ne rendant pas compte d'autres éléments que l'agroécologie vise à améliorer (biodiversité, santé du sol et réduction de l'usage des pesticides). Ceci pose beaucoup de questions au vu de tous les travaux montrant les impacts négatifs de l'intensification. Un certain nombre d'approches ont cherché à intégrer le concept de services

écosystémiques à l'ACV (De Luca Peña et al., 2022). Un moyen possible est de réallouer une part des impacts à la fourniture de SE soit avec un système de notation biophysique (Boone et al., 2019) soit en se basant sur leur valeur monétaire (Bragaglio et al., 2020). Ces calculs peuvent conduire à rééquilibrer les résultats d'une ACV exprimée en kg produit entre systèmes agroécologiques et intensifs, voire à avantager les systèmes agroécologiques qui étaient défavorisés par une absence de réallocation. Mais ces méthodes de réallocation mériteraient d'être retravaillées pour éviter tout biais et incohérence.

Conclusion

En conclusion, nous avons vu que les indicateurs utilisés dans la méthode TAPE sont des indicateurs de cause et ne sont pas prédictifs ou sont mesurés mais avec des mesures assez frustrées comme proxies des impacts. Ainsi, ils ne permettant pas d'évaluer un effet. De même, l'évaluation de la biodiversité manque encore d'indicateurs prédictifs quantitatifs ou au moins semi quantitatifs, reposant sur des connaissances solides. Or, des méthodes reposant sur de tels indicateurs sont indispensables pour la réalisation d'évaluations pertinentes par les agronomes, car elles permettraient d'interpréter les résultats en faisant le lien avec les pratiques. Cela assurerait ainsi de travailler sur des solutions et systèmes de culture innovants répondant aux enjeux de l'agroécologie. L'acquisition de nouvelles connaissances issues de l'effort de recherche en cours va certainement permettre de progresser. Dans tous les cas, la palette de méthodes et indicateurs présentés dans cet article pourrait déjà rendre possible le développement d'une nouvelle méthode avec une base conceptuelle issue de TAPE comprenant des indicateurs plus élaborés issus des autres approches présentées ici, et en intégrant le concept de service écosystémique. Enfin, ces méthodes et indicateurs sont destinés à évaluer des systèmes en transition agroécologique mais n'évalue pas directement la transition, ce qui pourrait se faire par des séries temporelles, voire par des indicateurs spécifiques, ce qui reste un front de recherche.

Bibliographie

- Bergez, J.-E., Béthinger, A., Bockstaller, C., Cederberg, C., Ceschia, E., Guilpart, N., Lange, S., Müller, F., Reidsma, P., Riviere, C., Schader, C., Therond, O., van der Werf, H. M. G., 2022. Integrating agri-environmental indicators, ecosystem services assessment, life cycle assessment and yield gap analysis to assess the environmental sustainability of agriculture. *Ecological Indicators*, 141, 109107.
- Bockstaller, C., Gilbert, M. (2019). *Le changement de niveau d'organisation dans l'évaluation de la durabilité des systèmes et territoires agricoles: Contribution à l'élaboration d'un guide méthodologique*.
- Bockstaller, C., Lassere-Joulin, F., Meiss, H., Sausse, C., van der Werf, H., Denoirjean, T., Ranjard, L., Angevin, F., Manneville, V., Michel, N., Tossier, V., Plantureux, S., 2019. Les indicateurs de biodiversité pour accompagner les agriculteurs : embarras du choix ou pénurie ? *Innovations Agronomiques*, 75, 73–86.
- Bockstaller, C., Sirami, C., Sheeren, D., Keichinger, O., Arnaud, L., Favreau, A., Angevin, F., Laurent, D., Marchand, G., De Laroche, E., Ceschia, E. 2021. Apports de la télédétection au calcul d'indicateurs agri-environnementaux au service de la PAC, des agriculteurs et porteurs d'enjeu. *Innovations Agronomiques*, 83, 43–59.
- Bockstaller, Christian, Beauchet, S., Manneville, V., Amiaud, B., Botreau, R., 2017. A tool to design fuzzy decision trees for sustainability assessment. *Environmental Modelling Software*, 97, 130–144.
- Bockstaller, Christian, Feschet, P., Angevin, F., 2015. Issues in evaluating sustainability of farming systems with indicators. *OCL - Oilseeds and Fats*, 22(1).
- Bohanec, M., 2021. *DEXi: Program for Multi-Attribute Decision Making. User's Manual. Version 5.05*.
- Bonvillain, T., Foucherot, C., Bellassen, V., 2020. *L'obligation de résultats environnementaux verra-t-elle la PAC? Comparaison des coûts et de l'efficacité de six instruments de transition vers une agriculture durable*. Institut de l'économie pour le climat I4CE, Paris.
- Boone, L., Roldán-Ruiz, I., Van linden, V., Muylle, H., Dewulf, J., 2019. Environmental sustainability of conventional and organic farming: Accounting for ecosystem services in life cycle assessment. *Science of the Total Environment*, 695, 133841.
- Braband, D., Geier, U., Kopke, U., 2003. Bio-resource evaluation within agri-environmental assessment tools in different

- European countries. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 98, 423–434.
- Bragaglio, A., Braghieri, A., Pacelli, C., Napolitano, F., 2020. Environmental Impacts of Beef as Corrected for the Provision of Ecosystem Services. *Sustainability* 2020, 12, 3828/<https://doi.org/10.3390/s120303828>
- Castoldi, N., Schmid, A., Bechini, L., Binder, C. R., 2010. Trade-off analysis for agro-ecological indicators: application of Sustainable Solution Space to maize cropping systems in northern Italy - Zurich Open Repository and Archive. In I. Darnhofer (Ed.), *Darnhofer, I. Building sustainable rural futures : the added value of systems approaches in times of change and uncertainty; 9th European IFSA Symposium; 4-7 July 2010* (pp. 850–860). BOKU : Universität für Bodenkultur Wien., <https://www.zora.uzh.ch/id/eprint/46134/>
- Catarino, R., Therond, O., Berthomier, J., Miara, M., Mérot, E., Misslin, R., Vanhove, P., Villerd, J., Angevin, F., 2021. Fostering local crop-livestock integration via legume exchanges using an innovative integrated assessment and modelling approach based on the MAELIA platform. *Agricultural Systems*, 189, 103066. <https://doi.org/10.1016/j.agsys.2021.103066>
- Craheix, D., Angevin, F., Bergez, J. E., Bockstaller, C., Colomb, B., Guichard, L., Reau, R., Doré, T., 2012. MASC 2.0, un outil d'évaluation multicritère pour estimer la contribution des systèmes de culture au développement durable. *Innovations Agronomiques*, 20, 35–48. https://doi.org/10.1007/978-3-319-00000-0_3
- Dardonville, M., Legrand, B., Clivot, H., Bernardin, C., Bockstaller, C., Therond, O., 2022. Assessment of ecosystem services and natural capital dynamics in agroecosystems. *Ecosystem Services*, 54, 101417. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101417>
- De Luca Peña, L. V., Taelman, S. E., Prétat, N., Boone, L., Van der Biest, K., Custódio, M., Hernandez Lucas, S., Everaert, G., Dewulf, J., 2022. Towards a comprehensive sustainability methodology to assess anthropogenic impacts on ecosystems: Review of the integration of Life Cycle Assessment, Environmental Risk Assessment and Ecosystem Services Assessment. *Science of The Total Environment*, 808, 152125. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152125>
- EEA. (2005). *Agriculture and environment in EU-15; the IRENA indicator report*. European Environmental Agency (EEA), Copenhagen (Denmark).
- Eigenbrod, F., Armsworth, P. R., Anderson, B. J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D. B., Thomas, C. D., Gaston, K. J., 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, 47(2), 377–385. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01777.x>
- Geo-Bon. (2023). *Essential Biodiversity Variables*. <https://geobon.org/ebvs/what-are-ebvs/>
- Girardin, P., 1993. Agriculture intégrée : au-delà des mythes... un défi. *Cahiers Agricultures*, 2, 141–145.
- Girardin, P., Bockstaller, C. 1997. Les indicateurs agro-écologiques, outils pour évaluer les systèmes de culture. *Oléagineux Corps Gras Lipides*, 418–426.
- Guillou, M., Guyomard, H., Huyghe, C., Peyraud, J.-L. 2013. *Vers des agricultures doublement performantes pour concilier compétitivité et respect de l'environnement. Propositions pour le Ministre*. Agreenium, INRA.
- Guzmán, G. I., González de Molina, M., Soto Fernández, D., Infante-Amate, J., Aguilera, E., 2018. Spanish agriculture from 1900 to 2008: a long-term perspective on agroecosystem energy from an agroecological approach. *Regional Environmental Change*, 18, 995–1008. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1400-0>
- Hawes, C., Iannetta, P. P. M., Squire, G. R., 2021. Agroecological practices for whole-system sustainability. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 16(42), 1–12. <https://doi.org/10.1079/cabrev.2021.00000>
- Hercher-Pasteur, J., Loiseau, E., Sinfort, C., Hélias, A., 2020. Energetic assessment of the agricultural production system. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 2020 40, 1–23. <https://doi.org/10.1007/s00434-020-00900-0>
- Jost, L., 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113, 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3113.2006.01181.x>
- Keichinger, O., Viguier, L., Hellou, G., Messéan, A., Angevin, F., Bockstaller, C., 2021. Un indicateur évaluant la diversité globale des rotations : de la diversité des cultures aux services écosystémiques. *Agronomie, Environnement et Sociétés*, 11, 1–19. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-00000-0>
- Lairez, J., Feschet, P., Aubin, J., Bockstaller, C., Bouvarel, I., 2015. *Évaluer la durabilité en agriculture - Guide pour l'analyse multicritère en productions animales et végétales*. Editions Quae, Versailles.
- Lang, D. J., Scholz, R. W., Binder, C. R., Wiek, A., Stäubli, B., 2007. Sustainability Potential Analysis (SPA) of landfills – a systemic approach: theoretical considerations. *Journal of Cleaner Production*, 15(16), 1628–1638. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2007.08.010>
- Lazard, J., 1986. *La pisciculture : une composante des systèmes de production agricoles*. Séminaire « Relations Agriculture Elevage » DSA-CIRAD 10-13 Septembre 1985.
- Leroux, B., 2015. L'émergence de l'agriculture biologique en France : 1950-1990. *Pour*, 3, 59–66. https://doi.org/10.1007/978-2-7508-0000-0_3
- Lescourret, F., Magda, D., Richard, G., Adam-Blondon, A. F., Bardy, M., Baudry, J., Doussan, I., Dumont, B., Lefèvre, F., Litrico, I., Martin-Clouaire, R., Montuelle, B., Pellerin, S., Plantegenest, M., Tancoigne, E., Thomas, A., Guyomard, H., 2021. The impact of agricultural practices on the carbon sequestration potential of soil: a review. *Soil and Tillage Research*, 207, 104907. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104907>

Soussana, J. F., 2015. A social-ecological approach to managing multiple agro-ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 68–75.

Martel, G., Guilbert, C., Veysset, P., Durant, D., Mischler, P., 2017. Mieux coupler cultures et élevage dans les exploitations d'herbivores conventionnelles et biologiques : une voie d'amélioration de leur durabilité ? *Fourrages*, n°231, 235–345.

Martel, G., Ramette, C., Bouvarel, I., Bureau, A., Fontanet, J. M., Mischler, P., 2020. NiCC'El. Un outil pour caractériser le niveau d'interaction entre cultures et élevage d'une exploitation et identifier les voies d'amélioration. *Innovations Agronomiques*, 80, 33–40.

Messéan, A., Viguié, L., Paresys, L., Stilmant, D., 2021. *Promoting crop diversification for more sustainable agri-food systems*. <https://www.diverimpacts.net/>

Mottet, A., Bicksler, A., Lucantoni, D., De Rosa, F., Scherf, B., Scopel, E., López-Ridaura, S., Gemmil-Herren, B., Bezner Kerr, R., Sourisseau, J.-M., Petersen, P., Chotte, J.-L., Loconto, A., Tifton, P., 2020. Assessing Transitions to Sustainable Agricultural and Food Systems: A Tool for Agroecology Performance Evaluation (TAPE). *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 579154.

Payraudeau, S., van der Werf, H. M. G., 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 107, 1–19.

Prost, L., Martin, G., Ballot, R., Benoit, M., Bergez, J.-E., Bockstaller, C., Cerf, M., Deytieux, V., Hossard, L., Jeuffroy, M.-H., Leclère, M., Le Bail, M., Le Gal, P.-Y., Loyce, C., Merot, A., Meynard, J.-M., Mignolet, C., Munier-Jolain, N., Novak, S., van der Werf, H., 2023. Key research challenges to supporting farm transitions to agroecology in advanced economies. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 2023, 43, 1–19.

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.

Soulé, E., Charbonnier, R., Schlosser, L., Michonneau, P., Michel, N., Bockstaller, C., 2023. A new method to assess sustainability of agricultural systems by integrating ecosystem services and environmental impacts. *Journal of Cleaner Production*, 415, 137784.

Soulé, E., Michonneau, P., Michel, N., Bockstaller, C., 2021. Environmental sustainability assessment in agricultural systems: A conceptual and methodological review. *Journal of Cleaner Production*, 325, 129291.

Therond, O., Duru, M., 2019. Agriculture et biodiversité: les services écosystémiques, une voie de réconciliation. *Innovations Agronomiques*, 75, 29–47.

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(3), 24. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0429-7>

Tibi, A., Therond, O., 2017. *Évaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFSE*. Etude INRA, Paris.

Verret, V., Sagot, L., Gauthier, D., Mischler, P., Emonet, E., Levavasseur, F., Lescoat, P., Pissonnier, S., Havet, A., Wolgust, V., Pechoux, S., 2022. *POSCIF : Pâturage ovin en systèmes céréaliers en Île-de-France*. <https://librairie.ademe.fr/>

Wezel, A., Bellon, S., Dore, T., Francis, C., Vallod, D., David, C., 2009. Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29, 503–515.

Zahm, F., Alonso Ugaglia, A., Boureau, H., Del'homme, B., Barbier, J. M., Gasselin, P., Gafsi, M., Guichard, L., Loyce, C., Manneville, V., Menet, A., Redlingshofer, B., 2015. Agriculture et exploitation agricole durables : état de l'art et proposition de définitions revisitées à l'aune des valeurs, des propriétés et des frontières de la durabilité en agriculture. *Innovations Agronomiques*, 46, 105–125.

Zahm, Frédéric, Alonso Ugaglia, A., Barbier, J.-M., Boureau, H., Del'homme, B., Gafsi, M., Gasselin, P., Girard, S., Guichard, L., Loyce, C., Manneville, V., Menet, A., Redlingshofer, B., 2019. Évaluer la durabilité des exploitations agricoles. La méthode IDEA v4, un cadre conceptuel combinant dimensions et propriétés de la durabilité. *Cahiers Agricultures*, 28, 5.



Les articles sont publiés sous la licence Creative Commons 2.0. La citation ou la reproduction de tout article doit mentionner son titre, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue AE&S et de son URL, ainsi que la date de publication.